PolyPublie
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title:	Influence de la résolution spatiale sur les facteurs de caractérisation de LUCAS pour les catégories d'impacts acidification aquatique et formation d'ozone photochimique : étude de cas sur le Telepod
Auteur: Author:	Samuel Fréchette-Marleau
Date:	2007
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence: Citation:	Fréchette-Marleau, S. (2007). Influence de la résolution spatiale sur les facteurs de caractérisation de LUCAS pour les catégories d'impacts acidification aquatique et formation d'ozone photochimique : étude de cas sur le Telepod [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/7977/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL:	https://publications.polymtl.ca/7977/
Directeurs de recherche: Advisors:	Louise Deschênes, & Réjean Samson
Programme: Program:	Unspecified

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

INFLUENCE DE LA RÉSOLUTION SPATIALE SUR LES FACTEURS DE CARACTÉRISATION DE LUCAS POUR LES CATÉGORIES D'IMPACTS ACIDIFICATION AQUATIQUE ET FORMATION D'OZONE PHOTOCHIMIQUE : ÉTUDE DE CAS SUR LE TELEPOD

SAMUEL FRÉCHETTE-MARLEAU
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)
AVRIL 2007

© Samuel Fréchette-Marleau, 2007.

Library and Archives Canada

Published Heritage Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et Archives Canada

Direction du Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 978-0-494-29232-7
Our file Notre référence
ISBN: 978-0-494-29232-7

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 protège 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.

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

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

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 :

INFLUENCE DE LA RÉSOLUTION SPATIALE SUR LES FACTEURS DE CARACTÉRISATION DE LUCAS POUR LES CATÉGORIES D'IMPACTS ACIDIFICATION AQUATIQUE ET FORMATION D'OZONE PHOTOCHIMIQUE : ÉTUDE DE CAS SUR LE TELEPOD

présenté par : FRÉCHETTE-MARLEAU Samuel

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

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

M. CHARTRAND Patrice, Ph.D., président

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

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

M. ROSENBAUM Ralph, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

J'aimerais commencer par remercier ma directrice Louise Deschênes et mon codirecteur Réjean Samson pour leur soutien et les conseils qu'ils m'ont procurés tout au long de ma maîtrise.

J'aimerais également remercier les partenaires du CIRAIG : Bell, Alcan, Gaz de France/Électricité de France, Total et CEAEQ qui ont financé le projet.

J'aimerais remercier M. Benoît Sicotte et tous les gens de Bell Canada que François et moi avons rencontrés afin d'amasser les données pour faire l'ACV du Telepod.

Je remercie 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 Valérie Bécaert, Manuele Margni et Laurence Toffoletto pour leurs conseils et leur soutien. Je voudrais remercier aussi François Charron-Doucet pour tout le travail qu'il a fait dans l'inventaire du Telepod.

Je tiens à remercier ma mère pour avoir corrigé mon mémoire. Finalement, je tiens à remercier spécialement Annie pour ses encouragements.

RÉSUMÉ

Ce projet de maîtrise porte sur l'ajout de facteurs d'effet et d'exposition régionalisés pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique de la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie LUCAS. LUCAS est dite régionalisée puisqu'elle considère le devenir régional des polluants pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique. Cependant, LUCAS ne considère pas l'effet et l'exposition régionalisés causés par les dépôts des polluants. Bien qu'il existe plusieurs modèles intégrant l'effet et l'exposition des polluants, ceux utilisés dans ce mémoire se basent sur la charge critique pour modéliser l'effet utilisé dans la catégorie d'impact de l'acidification aquatique et sur l'inhalation d'ozone par les humains pour modéliser l'exposition utilisée dans la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique.

L'objectif principal de ce projet se divise en deux étapes. La première étape consiste à développer et à intégrer des facteurs d'effet et d'exposition régionalisés pour les facteurs de caractérisation de LUCAS pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique (effet) et de la formation d'ozone photochimique (exposition). La seconde étape vise à utiliser ces nouveaux facteurs de caractérisation pour l'étude de cas Telepod et à comparer les résultats à ceux obtenus avec les méthodes d'évaluation des impacts LUCAS n'utilisant pas les facteurs d'exposition et la méthode d'évaluation des impacts TRACI. Ce projet compte aussi deux objectifs secondaires qui sont 1) de comparer les facteurs de caractérisation des catégories d'impact régionalisées de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique selon les échelles de résolution par écozone et par province; et 2) d'effectuer l'évaluation complète des impacts de l'étude de cas Telepod ainsi que l'analyse de sensibilité de cette même étude.

La première composante de ce projet était d'intégrer les facteurs d'effet et d'exposition aux modèles de caractérisation de LUCAS pour les catégories d'impact de l'acidification

aquatique et de la formation d'ozone photochimique. Dans le cas de la catégorie d'impact de l'acidification aquatique, le facteur d'effet se base sur le dépassement de la charge critique. Lorsque la charge critique d'une certaine région est dépassée, les polluants acidifiants ont un impact potentiel sur cette même région. Dans le cas contraire, les polluants n'ont aucun impact potentiel sur la région. Pour la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique, le facteur d'exposition représente le taux d'inhalation d'ozone par la population humaine. La comparaison des nouveaux facteurs de caractérisation avec les anciens facteurs de caractérisation de LUCAS montre que l'ajout des facteurs d'effet et d'exposition entraîne des variations maximales d'un facteur 10 aux facteurs de caractérisation de la catégorie d'impact de l'acidification aquatique et d'un facteur 2 aux facteurs de caractérisation de la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique.

Le second volet de ce projet consiste à comparer les facteurs de caractérisation ayant des résolutions spatiales par province et par écozone. Les données pour calculer les facteurs de caractérisation ne sont disponibles que pour les provinces à l'exception de la superficie et de la population des écozones. Ainsi, pour obtenir des données pour les écozones, il faut utiliser une matrice de transfert qui a tendance à causer une perte d'informations au niveau des données pour les écozones. À cause de cette situation, les résultats obtenus avec la résolution spatiale par province se sont avérés plus adéquats que ceux utilisant une résolution spatiale par écozone.

Le troisième volet de ce projet effectue l'évaluation des impacts du cycle de vie de l'étude de cas Telepod dont l'inventaire a été fait par François Charron-Doucet, un étudiant à la maîtrise. Le Telepod est un outil de la télématique dédié à la gestion des parcs de véhicules, développé par la compagnie de télécommunication Bell Canada. Il s'agit d'un dispositif installé dans les véhicules et connecté à l'ordinateur de bord. Le Telepod transfère des informations à la centrale par le biais d'une connexion sans fil. Grâce à cette connexion, il est possible d'accéder à plusieurs informations sur le

véhicule, telles que sa localisation, un diagnostic du moteur, son kilométrage, etc. Les résultats de l'évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod montrent que le Telepod aide à réduire les impacts potentiels environnementaux liés à la flotte de véhicules de Bell Canada, bien que la production du Telepod cause des impacts potentiels pour les catégories d'impacts d'écotoxicité aquatique et d'eutrophisation aquatique.

Le dernier volet de ce projet compare les résultats obtenus avec la méthode d'évaluation des impacts LUCAS avec les facteurs d'exposition, la méthode LUCAS sans facteur d'effet ou d'exposition et la méthode TRACI. Cette étape a pour but de vérifier le comportement des nouveaux facteurs de caractérisation avec une étude de cas réel. Les résultats ont démontré dans les deux catégories d'impacts que les proportions de la contribution des polluants aux résultats sont similaires quelle que soit la méthode d'évaluation des impacts utilisée. Cependant, l'amplitude des résultats variait de manière importante en fonction de la méthode utilisée.

Les objectifs du projet ont été réalisés et ont permis de faire avancer la méthode d'évaluation des impacts LUCAS. Malgré les nombreuses limitations des anciens et des nouveaux modèles de caractérisation de LUCAS, l'ajout des facteurs d'exposition a permis une amélioration des modèles de caractérisation. Cependant, il reste encore beaucoup de travail à faire sur la résolution spatiale à adopter.

ABSTRACT

This research project presents the addition of regionalized effect and exposure factors into the characterization models of the life cycle impact assessment (LCIA) method LCIA method Used for a CAnadian-Specific context (LUCAS) for aquatic acidification (effect) and photochemical ozone formation (exposure) impact categories. The LCIA method LUCAS is regionalized because it considers the fate of pollutants. However, LUCAS does not consider the regionalized effect and exposure factor of pollutants caused by pollutant deposition. In this thesis, the effect is based on the critical load for aquatic acidification and the exposure is based on the human ozone inhalation rate for the photochemical ozone formation.

The main objective of this project is composed of two parts. The first part consists of the development and integration of effect and exposure factors into the characterization factors in LUCAS. In the second part, the new characterization factors are tested with the Telepod case study. Results are then compared with those obtained with LUCAS without exposure factors and with the American LCIA method, Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI). This project also has two secondary objectives: 1) the comparison of characterization factors for aquatic acidification and photochemical ozone formation using ecozone and province resolution scales; and 2) conducting a complete LCIA for the Telepod case study.

The first component of this project was the integration of the effect and exposure factors into the LUCAS aquatic acidification and photochemical ozone formation characterization models. For aquatic acidification, the effect factor is based on the critical load exceedance. When the critical load is exceeded for a region, pollutants that are deposited on the ground causes environmental impacts. When the critical load is not exceeded, the pollutants do not cause any impact. For the photochemical ozone formation, the exposure factor is based on the ozone inhalation rate by the human

population. The comparison of the new characterization factors with the old ones showed that the addition of the exposure factor caused a variation in the characterization factors. The maximum variation observed was a factor of 10 for aquatic acidification and a factor of 2 for photochemical ozone formation.

The second component of this project was the comparison of the characterization factors using province and ecozone resolution scales. The only data available to calculate ecozone characterization factors was related to ecozone population and area. All other data was only available for provinces. The only way to obtain the missing data for ecozones was to use a transfer matrix. Unfortunately, the use of this matrix caused loss of information. For this reason, characterization factors obtained using a province spatial resolution was more accurate than those obtained using an ecozone spatial resolution.

The third component of this project was to conduct a Telepod LCIA. The Telepod is a telecommunication tool used for the management of vehicle fleets. The Telepod has been developed by Bell Canada. It is connected to vehicle computers and it transmits information on vehicle location, mileage, etc. The results of the LCIA showed that the Telepod reduces potential environmental impacts caused by Bell Canada vehicle fleet. However, the Telepod production itself causes potential impacts on the environment for both the aquatic ecotoxicity and aquatic eutrophication impact categories.

The last component of this project was the comparison of the case study results obtained using LUCAS with effect/exposure factors, LUCAS without effect/exposure factors and with TRACI. The goal of this part of the project was to verify how the new characterization factors reacted in a real case study. The results showed that for both impact categories, the proportions of pollutant contributions were similar for every impact assessment method used. However, the amplitude of the results varied depending on which method was used.

The objectives of this project have been achieved. The results obtained have contributed to the advancement of the LCIA LUCAS method. Despite the many limitations of the old and the new characterization factors in LUCAS, the addition of exposure factors has improved LUCAS characterization models.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS IV
RÉSUMÉ V
ABSTRACT VIII
TABLE DES MATIÈRES XI
LISTE DES TABLEAUX XVI
LISTE DES FIGURES XVIII
LISTE DES ÉQUATIONS XXI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXIII
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION 1
1.1 Problématique 1
1.2 Objectifs 4
CHAPITRE 2 : REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE 6
2.1 Analyse du cycle de vie 6
2.1.1 Définition des objectifs et du champ d'étude 7
2.1.2 Analyse de l'inventaire 8
2.1.3 Évaluation des impacts du cycle de vie 10
2.1.3.1 Choix des catégories d'impact, des indicateurs de catégorie et de modèles de caractérisation 12
2.1.3.2 Affectation des résultats d'inventaire du cycle de vie (Classification) 15
2.1.3.3 Calcul des résultats des indicateurs de catégorie (Caractérisation) 16
2.1.3.4 Calcul des résultats des indicateurs de catégories par rapport à une information de référence (Normalisation) 17
2.1.3.5 Groupement 18
2.1.3.6 Pondération 18
2.1.3.7 Analyse de la qualité des données 19
2.1.4 Interprétation du cycle de vie 19
2.2 Régionalisation dans les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie 19

2.2.1 Régionalisation 19
2.2.2 Méthodes d'ÉICV 22
2.2.2.1 TRACI (« The Tool for the Reduction and Assessment of Other Environmental Impacts ») 23
2.2.2.2 LUCAS 25
2.3 Mécanismes environnementaux caractérisant l'acidification aquatique et la formation d'ozone photochimique 26
2.3.1 Modèles nord-américain de devenir des polluants 27
2.3.2 Calcul de la vulnérabilité des sols et des eaux souterraines à la contamination 28
2.3.3 Acidification aquatique 30
2.3.3.1 Phénomènes chimiques : formation des acides atmosphériques 31
2.3.3.2 Calcul des facteurs de caractérisation 32
2.3.3.3 Facteur d'effet régionalisé 34
2.3.4 Formation d'ozone photochimique 38
2.3.4.1 Phénomène chimique 38
2.3.4.2 Calcul des facteurs de caractérisation 40
2.3.4.3 Facteur d'effet et d'exposition pour le smog en ACV 42
2.4 ACV en électronique et en télécommunication 47
CHAPITRE 3 : APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE 52
3.1 Calcul des facteurs de caractérisation 52
3.1.1 Acidification aquatique 53
3.1.2 Formation d'ozone photochimique 54
3.2 Régionalisation des données 57
3.3 Évaluation des impacts de l'ACV du Telepod 59
3.3.1 Définition des objectifs et du champ d'étude pour l'étude de cas du Telepod 59
3.3.2 Analyse des résultats d'inventaire du cycle de vie du Telepod 62
3.3.2.1 Utilisation des véhicules (V) 63
3.3.2.2 Entretien des véhicules (M) 64

3.3.2.3 Telepod (T) 64
3.3.2.4 Systèmes informatiques et réseau de télécommunication pour le soutien du Telepod (S) 65
3.3.3 Évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod avec LUCAS 66
3.3.4 Analyse de sensibilité de l'ACV du Telepod 67
3.3.4.1 Transport du Telepod par avion 67
3.3.4.2 Masse du circuit imprimé 68
3.3.4.3 Facteur d'économie sur le kilométrage 69
3.4 Comparaison des indicateurs de catégorie obtenus avec LUCAS avec et sans facteur effet/exposition et avec TRACI 69
CHAPITRE 4 : EVALUATING THE VARIABILITY OF AQUATIC ACIDIFICATION AND PHOTOCHEMICAL OZONE FORMATION CHARACTERIZATION FACTORS FOR CANADIAN EMISSIONS 73
4.1 Abstract 73
4.2 Introduction 74
4.3 Methods 76
4.3.1 General framework 76
4.3.2 Regionalized fate factors calculation 77
4.3.3 Regionalized Exposure and Effect factor calculations 84
4.3.3.1 Aquatic acidification 84
4.3.3.2 Photochemical ozone formation 87
4.4 Results and Discussion 89
4.4.1 Fate Factor 89
4.4.2 Combined Fate, Exposure and Effect Factor 92
4.4.2.1 Aquatic Acidification 92
4.4.2.2 Photochemical ozone formation 96
4.5 Conclusions 98
4.6 References 100
4.7 Appendix 104

CHAPITRE 5 : RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES 107
5.1 Évaluation des impacts du cycle de vie de l'utilisation du Telepod sur la flotte de véhicules de Bell Canada 107
5.1.1 Impacts globaux 108
5.1.2 Impacts régionaux 109
5.1.3 Impacts locaux 111
5.2 Évaluation des impacts du cycle de vie détaillée l'ACV Telepod 112
5.2.1 Acidification aquatique 113
5.2.2 Utilisation de combustible fossile 114
5.2.3 Écotoxicité aquatique 115
5.2.4 Écotoxicité terrestre 116
5.2.5 Eutrophisation aquatique 117
5.2.6 Eutrophisation terrestre 118
5.2.7 Extraction des minéraux 119
5.2.8 Déplétion de la couche d'ozone 122
5.2.9 Réchauffement climatique 123
5.2.10 Formation d'ozone photochimique 124
5.2.11 Toxicité cancérogène 125
5.2.12 Toxicité autre que cancérogène 126
5.3 Analyse de sensibilité sur l'étude de cas du Telepod 127
5.3.1 Transport du Telepod par avion 127
5.3.2 Masse du circuit imprimé 130
5.3.3 Facteur d'économie sur le kilométrage 132
5.4 Comparaison des indicateurs de catégorie obtenus avec LUCAS avec et sans facteur effet/exposition et avec TRACI 134
5.4.1 Acidification aquatique 135
5.4.2 Formation d'ozone photochimique 137
CHAPITRE 6 : DISCUSSION GÉNÉRALE 139
6.1 Retour sur les points importants de l'article 139

6.2 Évaluation des impacts potentiels du cycle de vie du Telepod avec LUCAS 140
6.3 Analyse de sensibilité du cycle de vie du Telepod 142
6.4 Comparaison des indicateurs de catégorie obtenus avec LUCAS avec et sans facteur effet/exposition et avec TRACI 144
6.5 Limite de la méthode ACV et ÉICV 146
CHAPITRE 7 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 148
7.1 Conclusion 148
7.2 Recommandations et perspectives 150
RÉFÉRENCES 152
ANNEXE 160

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Exemple de termes utilisés lors de l'analyse d'impact du cycle de vie d'un ACV (ISO 2000). 13

Tableau 2.2 : Catégories d'impact, modèles de caractérisation et résolution de la méthode canadienne d'évaluation des impacts LUCAS. (Reid 2006) 14

Tableau 2.3 : Description des catégories d'impact de la méthode américaine de caractérisation des impacts TRACI (Bare, *et al.* 2002). 24

Tableau 2.4 : Description des catégories d'impact de la méthode canadienne de caractérisation des impacts LUCAS (Toffoletto, *et al.* 2005) 25

Tableau 2.5 : Facteurs d'effet des substances caractérisées par LUCAS dans la catégorie d'impact de l'acidification aquatique en moles de ions H^+ équivalents par kilogramme de soufre ou d'azote ($H^+_{éq}$/kg S ou $H^+_{éq}$/kg N). 33

Tableau 2.6 : Description de différents modèles de caractérisation des impacts en acidification utilisés en ACV. 36

Tableau 2.7 : Échantillon de facteurs d'effet des substances caractérisées par LUCAS dans la catégorie de la formation d'ozone photochimique en kg d'ozone par kilogramme de COV (kg O_3/kg COV). 41

Tableau 2.8 : Quantité de matériaux et d'énergie pour la fabrication d'un circuit intégré de type EPROM (Taiariol, *et al.* 2001a). 49

Tableau 3.1 : Matrice de conversion des données régionalisées par province vers une régionalisation par écozone. (Simard et Cameron 2002) 58

Tableau 3.2 : Description de la flotte à l'étude (Charron-Doucet 2006). 61

Tableau 3.3 : Résultats de l'évaluation de la performance environnementale du Telepod (Charron-Doucet 2006). 61

Tableau 4.1 : Fate factor matrix for aquatic acidification: $[FF_{e,r}]$ (kg_r /kg_e). 78

Tableau 4.2 : Emission/deposition matrix used to calculate the fate factors for aquatic acidification: $[D_{e,r}]$ (kg_r/kT_e/km^2) (Shannon 1997). 79

Tableau 4.3 : Matrix of the provinces area used to calculate the fate factors for aquatic acidification: [$A_{r,r}$] (km^2) (Statistics Canada, 2005). 80

Tableau 4.4 : Intermedia transfer fraction matrix used to calculate the fate factors for aquatic acidification: [$f_{r,r}$] (dimensionless). 81

Tableau 4.5 : Vectors and data used to calculate the product of the exposure and the effect factor for aquatic acidification: [$XF_{r,x}$]*[$EF_{x,1}$], [$CL_{r,x}$] and H^+ 86

Tableau 4.6 : Vectors and data used to calculate the product of the exposure and the effect factor for photochemical ozone formation: [$XF_{r,x}$]*[$EF_{x,1}$], [$(P/A)_{r,x}$] (Statistics Canada 2005), T_{inh}/H_{mix} (Horwat and Meyer 1998;Environnement Canada 2005) and MIR (Carter 1998). 89

Tableau 5.1 : Distribution des minéraux extraits entre les divers processus. 121

Tableau 5.2 : Distribution des minéraux extraits entre les processus de l'entretien des véhicules. 121

Tableau 5.3 : Analyse de sensibilité sur une variation de 20% de la distance de transport du Telepod par avion pour le processus production du Telepod. 129

Tableau 5.4 : Analyse de sensibilité sur une réduction de 50% de la masse du circuit imprimé du Telepod pour le processus production du Telepod. 131

Tableau 5.5 : Analyse de sensibilité sur une réduction de 5% du facteur d'économie engendrée par l'utilisation du Telepod pour les processus d'utilisation. 133

Tableau 5.6 : Analyse de sensibilité sur une réduction de 5% du facteur d'économie engendrée par l'utilisation du Telepod pour le processus d'entretien des véhicules. 134

Tableau 5.7 : Proportions de la contribution des polluants aux indicateurs de catégories calculés avec les méthodes de LUCAS avec l'utilisation de la charge critique, de LUCAS sans l'utilisation de la charge critique et de TRACI pour la catégorie d'impact acidification aquatique. 137

Tableau A : Noms et description des fichiers annexés sur le disque compact 160

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Étapes opérationnelles composant une analyse d'inventaire selon ISO 14 041 (ISO 1998).....9

Figure 2.2 : Écozones et provinces canadiennes, adapté de Ressources Naturel Canada (NRC 2006).....21

Figure 2.3 : Représentation schématique de l'oxydation catalytique du radical libre d'un COV dans sa première génération de produits carbonyles en présence de NO_x, associé à la génération d'ozone adaptation de (Jenkin et Hayman 1999).....40

Figure 2.4 : Quantification de la dépendance du maximum d'ozone et du changement relatif en ozone causé par une augmentation de 1% du total de ROG et de NO_x pour le scénario des conditions moyennes (Carter 1994).....43

Figure 2.5 : Maillage typique utilisé dans les modèles de transport atmosphérique de polluants pour l'Europe : CHIMERE et RAINS. (Labouze, *et al.* 2004).....45

Figure 2.6 : Photo d'une EPROM utilisée sur un circuit imprimé (Sanger et Wales 2001).....50

Figure 3.1 : Frontières initiales du système de produits pour le projet Telepod sur les GES (Charron-Doucet 2006).....62

Figure 4.1 : Repartition of the Canadian provinces and ecozones through Canada, adapted from Natural Resources Canada (NRC 2006).....83

Figure 4.2 : Provincial atmospheric deposition ($D_{e,r}$) of nitrogen for an emission of one kilogram of nitrogen oxides in the provinces (shown by the arrow) of: a) British-Colombia, b) Manitoba, c) Quebec and d) New-found-land.....90

Figure 4.3 : Ecozone atmospheric deposition ($D_{e,r}$) of nitrogen for an emission of one kilogram of nitrogen oxide in the provinces (shown by the arrow) of: a) Pacific Maritimes, b) Prairies, c) Mixed Wood plains and d) Atlantic Maritimes.....91

Figure 4.4 : Variation of the Fate factor (expressed as a Characterization factor without the effect factor) versus the characterization factor (including fate and effect) for sulphur dioxide (SO_2) emissions for the acidification impact category.....94

Figure 4.5 : Variation of the regional characterisation factors of Photochemical Ozone Formation expressed in kg ethylene (C_2H_4) equivalent plotted against the variation of the fate factor,. expressed as a Characterization factor without the exposure factor. 96

Figure 5.1 : Pourcentages des impacts totaux globaux associés à l'ACV Telepod normalisés sur une échelle de 100%. 108

Figure 5.2 : Impacts totaux globaux normalisés associés à l'ACV Telepod. 109

Figure 5.3 : Pourcentages des impacts totaux régionaux associés à l'ACV Telepod normalisés sur une échelle de 100%. 110

Figure 5.4 : Pourcentages des impacts totaux locaux associés à l'ACV Telepod normalisés sur une échelle de 100%. 111

Figure 5.5 : Impacts totaux locaux normalisés associés à l'ACV Telepod..... 112

Figure 5.6 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'acidification aquatique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod..... 114

Figure 5.7 : Contribution de l'utilisation des divers combustibles fossiles à l'indicateur de catégorie d'utilisation de combustible fossile pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod..... 115

Figure 5.8 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'écotoxicité aquatique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod. 116

Figure 5.9 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'écotoxicité terrestre pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod..... 117

Figure 5.10 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'eutrophisation aquatique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod..... 118

Figure 5.11 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'eutrophisation terrestre pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod..... 119

Figure 5.12 : Contribution des divers minéraux extraits à l'indicateur de catégorie de l'eutrophisation terrestre pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.....120
Figure 5.13 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la déplétion de la couche d'ozone pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.....122
Figure 5.14 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie du réchauffement climatique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.....123
Figure 5.15 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie formation d'ozone photochimique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.....124
Figure 5.16 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la toxicité cancérogène pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.....126
Figure 5.17 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la toxicité autre que cancérogène pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.....127
Figure 5.18 : Comparaison des indicateurs de catégories (étude de cas du Telepod) calculés avec les méthodes de LUCAS avec l'utilisation de la charge critique, de LUCAS sans l'utilisation de la charge critique et de TRACI pour la catégorie d'impact de l'acidification aquatique.....136
Figure 5.19 : Comparaison des indicateurs de catégories (étude de cas du Telepod) calculés avec les méthodes de LUCAS avec l'utilisation de l'exposition humaine, de LUCAS sans l'utilisation de l'exposition humaine et de TRACI pour la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique.....138

LISTE DES ÉQUATIONS

Équation 2.1 $FC = FD \times FE \times FEx$ 15

Équation 2.2 $I_j = \sum_{p=1..x} \left(M_p \times FC_{j,p} \right)$ 17

Équation 2.3 $FC_{pe} = \sum_{r} FD_{per} \times FE_{pr} \times FEx_{pr}$ 22

Équation 2.4 $FD_p = \left[\sum_{d=1,2} \sum_{s=1,\ldots,4} D_{s,p,d} \right] \times A \times FV$ 28

Équation 2.5 $V = W_a R_a + W_b R_b + W_c R_c$ 29

Équation 2.6 $R = W_d.R_d + W_e.R_e + W_f.R_f + W_g.R_g$ 30

Équation 2.7 $SO_2 + OH^- + M \rightarrow HOSO_2^- + M$ 31

Équation 2.8 $HOSO_2^- + O_2 \rightarrow HO_2^- + SO_3$ 31

Équation 2.9 $SO_3 + H_2O + M \rightarrow H_2SO_4 + M$ 31

Équation 2.10 $NO + HO_2 \rightarrow NO_2 + OH^-$ 31

Équation 2.11 $NO_2 + OH^- + M \rightarrow HNO_3 + M$ 32

Équation 2.12 $SO_2\,(g) + H_2O \rightleftharpoons SO_2 \cdot H_2O$ 32

Équation 2.13 $SO_2 \cdot H_2O \rightleftharpoons H^+ + HSO_3^-$ 32

Équation 2.14 $HSO_3^- \rightleftharpoons H^+ + SO_3^{2-}$ 32

Équation 2.15 $FE_p = \frac{nb\,H_p^+}{M_p}$ 33

Équation 2.16 $FC_{p,r} = FD_{p,r} \times FE_p$ 34

Équation 2.17 $NO_2 + h\nu \rightarrow NO + O$ 38

Équation 2.18 $O + O_2 \rightarrow O_3$ 39

Équation 2.19 $O_3 + NO \rightarrow O_2 + NO_2$ 39

Équation 2.20 $MIR_{COV} = \frac{MIR_{NOx} \times FC_{COV,TRACI}}{FC_{NOx,TRACI}} = \frac{MIR_{NOx} \times FD_r \times MIR_{COV}}{FD_r \times MIR_{NOx}} = MIR_{COV}$ .41

Équation 2.21 $FC_{p,r} = FD_{p,r} \times MIR_p$ 42

Équation 2.22 $IR = \frac{\partial O_3}{\partial ROG}$ 43

Équation 2.23 $POCP_{COV} = \frac{a_{COV} / b_{COV}}{a_{C_2H_4} / b_{C_2H_4}}$ 46

Équation 2.24 $FEx = C_{O_3} \times V_{inh}$ 47

Équation 3.1 $\mathrm{FC_{p,e}} = \sum_{\mathrm{r}} \left[\underbrace{\mathrm{D_{s,p,d}} \times FV_r \times \mathrm{a_r}}_{\text{Facteur de Devenir}} \times \underbrace{\mathrm{H_p^+} \times \mathrm{H(ex_r)}}_{\text{Facteur d'Effet}} \right]$ 54

Équation 3.2 $\mathrm{FC_{p,e}} = \sum_{r} \left[FD_{\mathrm{p,e,r}} \times \mathrm{E_r} \times MIR_p \right]$ 55

Équation 3.3 $E_r = \frac{P_r \times T_{inh}}{V_r^{mix}}$ 55

Équation 3.4 $\mathrm{FC_{p,e}} = \sum_{r} \left[\underbrace{\left(\mathrm{D_{p,e,r}} \times a_r\right)}_{Facteur\ de\ Devenir} \times \underbrace{\left(\frac{P_r \times T_{inh}}{V_r^{mix}} \right)}_{Facteur\ d'Exposition} \times \underbrace{MIR_p}_{Facteur\ d'Effet} \right]$ 56

Équation 3.5 $\mathrm{CF_{p,e}} = \sum_{r} \left[\frac{\mathrm{D_{p,e,r}}}{H^{mix}} \times (P_r \times T_{inh}) \times MIR_p \right]$ 57

Équation 3.6 $FC_{[équivalent\ NO_x]} = \frac{FC_p}{FC_{NO_x}} = \frac{FD_{LUCAS/TRACI} \times E \times MIR_p}{FD_{LUCAS/TRACI} \times E \times MIR_{NO_x}} = \frac{MIR_p}{MIR_{NO_x}}$ 71

Équation 4.1 $[CF_{e,1}] = [FF_{e,r}] \times [XF_{r,x}] \times [EF_{x,1}]$ 76

Équation 4.2 $[FF_{e,r}] = [D_{e,r}] \times [A_{r,r}] \times [f_{r,r}]$ 77

Équation 4.3 $[XF_{r,x}] \times [EF_{x,1}] = [I_{r,x}] \times [\mathrm{CL_{x,1}}] \times \mathrm{H^+}$ 84

Équation 4.4 $[XF_{\mathrm{r,x}}] \times [EF_{x,1}] = \left[\frac{T_{inh}}{H^{mix}} \right] \times \left[\left(\frac{P}{A} \right)_{r,x} \right] \times MIR \times [e_{x,1}]$ 87

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AB	Alberta
AOT40	Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppb
AOT60	Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 60 ppb
AOT90	Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 90 ppb
ASTRAP	Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution
BC	Colombie Britannique
BR	Nouveau-Brunswick
CARMEN	CAuse effect Relation Model to support Environmental Negotiations
CML	Leiden University Institute of Environmental Sciences
COV	Composés Organique Volatile
CO_2	Gaz carbonique ou dioxyde de carbone
C_2H_4	Éthylène
C_{O_3}	Concentration d'ozone au niveau du sol
D	Matrice émission/déposition
EBIR	Equal Benefit Incremental Reactivity
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
ÉICV	Évaluation des Impacts du Cycle de Vie
FC	Facteur de Caractérisation
FD	Facteur de Devenir
FE	Facteur d'Effet
FEx	Facteur d'Exposition
FV	Facteurs de vulnérabilité
HAP	Hydrocarbures Aromatique Polycyclique
HO_2	Radical hydroperoxyle
H^{mix}	Hauteur de mélange moyenne
H^+	Ions Hydrogènes

I	Indicateur de catégorie
IMPACTS 2002	IMPact Assessment of Chemical Toxics, version 2002
IR	Incremental Reactivity
LUCAS	LCIA method Used for a Canadian-Specific context
M	Masse
MB	Manitoba
MIR	Maximum Incremental Reactivity
MOR	Maximum Ozone Reactivity
NF	Terre-Neuve
NH_3	Ammoniac
NO	Oxyde d'azote
NO_x	Oxydes d'azote
NS	Nouvelle Écosse
OH	Radical hydroxyle
ON	Ontario
PE	Île-du-Prince-Édouard
PQ	Province de Québec
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
RAINS	Regional Air Pollution Information and Simulation
ROG	Reactive organic gaz
SK	Saskatchewan
SO_2	Dioxyde de souffre
T_{inh}	Taux d'inhalation
TRACI	The Tool for the Reduction and Assessment of Other Environmental Impacts
V_{inh}	Volume inhalé
V^{mix}	Volume de mélange moyen

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION

1.1 Problématique

Depuis 1979, le Canada s'est engagé, en signant la convention sur la pollution transfrontalière à longue distance, à réduire ses émissions de polluants causant l'acidification et la formation d'ozone troposphérique (UNECE 1999). Le protocole veut réduire les émissions anthropogéniques de soufre, d'oxydes d'azote, d'ammoniaque et des composés organiques volatiles causant les impacts environnementaux visés par la convention. Subséquemment, le Canada a signé d'autres accords sur la réduction de la pollution transfrontalière tel que l'Accord Canada – États-Unis sur la qualité de l'air (Gouvernement du Canada 1991).

Suite à la ratification de tels protocoles par le Canada, les industries doivent s'adapter afin de respecter les nouvelles normes environnementales. De plus en plus, les industries doivent utiliser des outils de gestion environnementale tel que l'analyse du cycle de vie (ACV) pour caractériser leurs émissions de polluants et améliorer leur bilan environnemental. L'ACV est régis par trois organismes internationaux : l'Organisation Internationale des Standards (ISO), Société de Chimie et Toxicité Environnementale (SETAC) et le Programme Environnemental des Nations Unies (UNEP). L'ACV permet l'évaluation des impacts environnementaux potentiels associés aux procédés, produits et services en utilisant une approche holistique. L'ACV comptabilise tous les entrants et sortants générés à toutes les étapes du cycle de vie : extraction et traitement des matières premières, processus de fabrication, transport et distribution, utilisation et réutilisation du produit fini, recyclage et gestion des déchets en fin de vie. L'ACV caractérise les impacts environnementaux associés aux entrants et sortants en les regroupant en catégories d'impacts telles que le réchauffement global, l'acidification, l'eutrophisation, la formation d'ozone photochimique, etc.

L'acidification aquatique et la formation d'ozone photochimique sont des impacts environnementaux continentaux causés par la pollution transfrontalière à longue distance. Ces impacts causent des dommages tant aux écosystèmes qu'à la santé humaine qu'aux matériaux et qu'aux cultures (UNECE 1999). Les impacts continentaux sont très difficiles à caractériser, car l'ampleur des dommages causés à l'environnement varie en fonction du lieu d'émission des polluants. Ce phénomène se nomme régionalisation des impacts. La régionalisation des impacts s'effectue au niveau du devenir, des effets et de l'exposition. Le devenir caractérise la migration des polluants, l'effet quantifie les conséquences des polluants sur l'environnement et l'exposition quantifie la proportion des polluants qui cause des impacts. Plusieurs méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) utilisent des modèles de caractérisation intégrant la régionalisation du devenir, des effets et de l'exposition telles que les méthodes européennes : EDIP (« Environmental Design of Industrial Products ») 2003 (Hauschild et Potting 2005), Impact 2002+ (Humbert, *et al.* 2004) et Eco-Indicator 99 (PRé Consultants B.V. 2000). En Amérique du Nord, les deux méthodologies d'évaluation des impacts soit : « The Tool for the Reduction and Assessment of Other Environmental Impacts » (TRACI) (Bare, *et al.* 2002) pour les États-Unis et « LCIA method Used for a CAnadian-Specific context » (LUCAS) (Toffoletto, *et al.* 2005) pour le Canada, appliquent la régionalisation du devenir. La méthode canadienne (LUCAS) d'évaluation des impacts possède la particularité d'utiliser les écozones comme échelle de résolution spatiale pour la régionalisation comparativement aux autres méthodes qui utilisent une échelle basée sur un découpage national. Les écozones sont des régions définies en fonction des caractéristiques suivantes : géologie, le climat et les écosystèmes.

La régionalisation du devenir pour les catégories d'impacts de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique s'effectue par l'utilisation de modèles de transport atmosphérique des polluants tels que le « Regional Air Pollution Information and Simulation » (RAINS) (Alcamo, *et al.* 1990) en Europe et « Advanced Statistical

Trajectory Regional Air Pollution » (ASTRAP) (Shannon 1997) en Amérique. Pour ce qui est de la caractérisation de l'effet et de l'exposition, chacune des catégories d'impact et des méthodes d'évaluation des impacts possède son propre modèle. Dans la catégorie de l'acidification aquatique, les modèles d'effets utilisent majoritairement la charge critique pour évaluer l'effet sur l'environnement d'une diminution de pH (Huijbregts, *et al.* 2000; Potting, *et al.* 1998; Seppälä, *et al.* 2006). Malgré le fait que la plupart des auteurs s'accordent sur l'utilisation de la charge critique dans les modèles, chacun utilise des modèles différents.

Pour ce qui est de la formation d'ozone photochimique, les méthodologies européennes utilisent le potentiel de création d'ozone photochimique (POCP) (Labouze, *et al.* 2004). Le POCP est une approche incrémentielle de l'augmentation de l'ozone par rapport à une augmentation de Composés Organiques Volatiles (COV) dans une certaine région. Le POCP intègre un modèle de chimie et de transport atmosphérique des polluants. Les méthodologies nord-américaines, quant à elles, utilisent la réactivité incrémentielle maximale (MIR) qui mesure la formation maximale d'ozone pour un apport en COV et en NO_x. Toutefois, le problème qui subsiste avec le MIR est qu'il n'est pas régionalisé.

Le présent projet de maîtrise vise à développer des modèles de caractérisation des catégories d'impact de LUCAS qui considèrent l'effet et l'exposition régionalisés des polluants. Le présent projet doit aussi déterminer si le choix d'une échelle de résolution basée sur les écozones canadiennes pour les catégories d'impact de l'acidification et de la formation d'ozone photochimique de LUCAS est judicieux comparativement à une régionalisation basée sur les frontières nationales. Pour ce faire, la régionalisation du devenir doit être adaptée afin de correspondre autant à une échelle de résolution par province que par écozone. Ensuite, les modèles utilisés pour caractériser ces deux catégories d'impacts doivent être modifiés pour intégrer des modèles d'effet et d'exposition régionalisés. Avec ces nouveaux modèles, les impacts seront régionalisés en provinces et en écozones et par la suite, les deux types de régionalisation seront

comparés. Finalement, une étude de cas sur le Telepod sera effectuée pour vérifier les conséquences des deux échelles de résolution sur une ACV réelle et pour comparer les résultats par rapport à la méthode d'évaluation des impacts TRACI. Le Telepod est une technologie télématique de gestion des transports développée par Bell Canada.

1.2 Objectifs

Ce mémoire de maîtrise cherche à répondre à l'objectif principal suivant :

1. Développer et intégrer des facteurs d'effet et d'exposition régionalisés aux facteurs de caractérisation de LUCAS pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique. Ensuite, utiliser ces nouveaux facteurs de caractérisation pour l'étude de cas Telepod et comparer les résultats à ceux obtenus avec deux autres méthodes d'évaluation des impacts : 1) LUCAS n'utilisant pas les facteurs d'effet ou d'exposition et 2) TRACI.

Ce mémoire de maîtrise cherche aussi à répondre aux objectifs secondaires suivants :

1. Comparer les facteurs de caractérisation des catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique régionalisées selon deux échelles de résolution : les écozones et les provinces.
2. Effectuer l'évaluation complète des impacts de l'étude de cas Telepod ainsi que l'analyse de sensibilité de cette même étude.

Le prochain chapitre de ce mémoire présente la revue de la littérature dans laquelle la méthodologie utilisée en ACV ainsi que les modèles utilisés dans l'évaluation des impacts du cycle de vie pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique seront décrits. Le chapitre 3 décrit la méthodologie qui est utilisée pour calculer les facteurs de caractérisation des différentes catégories d'impact étudiées et présente la définition des objectifs et du champ de l'étude de cas sur

le Telepod de Bell Canada. Le chapitre 4 présente les résultats concernant la régionalisation des facteurs de caractérisation sous la forme d'un article. Le chapitre 5 présente l'évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod. Le chapitre 6 présente une discussion générale du projet. Finalement, le dernier chapitre conclut le projet et propose des recommandations pour des projets subséquents.

CHAPITRE 2 : REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Dans ce chapitre, les bases de l'analyse de cycle de vie seront présentées dans la section 2.1. La section 2.2 traitera de la régionalisation des impacts environnementaux par l'exposé de son historique et de son utilité en évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV). Ensuite, la section 2.3 présente deux catégories d'impacts environnementaux qui peuvent être régionalisées (la formation d'ozone photochimique et l'acidification aquatique). Finalement, la section 2.4 présente les études en ACV effectuées dans les domaines de la télécommunication et de l'électronique.

2.1 Analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie est un outil permettant la quantification des impacts environnementaux associés au cycle de vie d'un produit. La définition officielle de l'ACV est : « Compilation et évaluation des entrants et sortants, ainsi que des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie » (ISO 1997). L'avantage de l'ACV est qu'elle utilise une approche holistique tenant compte de toutes les étapes du cycle de vie : extraction et traitement des matières premières, processus de fabrication, transport et distribution, utilisation et réutilisation du produit fini et finalement le recyclage ou la gestion des déchets en fin de vie.

L'ACV se divise en quatre phases : la définition des objectifs et du champ d'étude, l'analyse de l'inventaire, l'évaluation des impacts ainsi que l'interprétation. L'ACV utilise une méthodologie itérative permettant l'interaction des quatre phases. Les prochains paragraphes décrivent plus en détails ces 4 phases.

2.1.1 Définition des objectifs et du champ d'étude

La phase de la définition des objectifs et du champ de l'étude détermine, selon ISO 14 041 (ISO 1998), les raisons pour lesquelles une ACV est effectuée, les utilisations envisagées des résultats et elle décrit le système et les catégories à étudier. Cette phase influera sur l'orientation et les résultats de l'ACV. La définition des objectifs doit mentionner sans ambiguïté les applications des résultats et la cible visée aussi nommée destinataire de l'étude. Le champ de l'étude doit contenir les fonctions du système de produits ou des systèmes d'études comparatives, l'unité fonctionnelle, le système de produits à étudier, les frontières du système de produits, les règles d'affectation, les types d'impacts, les méthodologies d'évaluation des impacts, l'interprétation à utiliser, les exigences portant sur les données, les hypothèses, les limitations, les exigences de qualité des données, le type de revue critique et le type et le format du rapport pour l'étude (ISO 1997).

Les fonctions du système de produits sont les caractéristiques de performances du produit. L'unité fonctionnelle sert de référence à partir de laquelle sont normalisés les flux du système de produits. Elle permet de quantifier les fonctions identifiées. Les frontières du système définissent les processus élémentaires inclus dans le système à modéliser. Il est convenu que les entrants et les sortants qui se retrouvent à la frontière du système de produits soient appelés des flux élémentaires. Les critères d'inclusion initiale permettent la collecte des données significatives à l'étude. Ils permettent d'identifier les entrants et sortants nécessaires à l'étude pour chaque processus élémentaire. Trois critères sont majoritairement utilisés en ACV : la masse, l'énergie et la pertinence environnementale. La description de la qualité des données sert à comprendre la fiabilité des résultats d'une ACV. Les exigences en matière de la qualité des données doivent définir les caractéristiques spécifiques des données quantitatives et qualitatives, ainsi que décrire les méthodes employées dans la collecte de données. Trois exigences sur la qualité des données sont recommandées : les facteurs temporels, la géographie et la technologie. Les revues critiques consistent en une vérification

externe ou interne de l'ACV effectuée. Une revue critique s'assure que l'ACV révisée se conforme aux normes internationales en ce qui concerne la méthodologie, les données et la présentation de l'ACV. Les revues critiques ne sont pas nécessairement obligatoires tout dépendant l'utilisation et le public cible (ISO 1998).

L'étape suivant la définition du but et des objectifs se nomme l'analyse d'inventaire. La section suivante décrit chacune des étapes composant l'analyse d'inventaire d'une ACV suivant les normes internationales ISO 14 041 (ISO 1998).

2.1.2 Analyse de l'inventaire

Selon ISO 14 041, l'analyse d'inventaire s'intéresse au mode de calcul et au recueil de données de l'ACV. Cette phase de l'ACV se divise en une série d'étapes opérationnelles permettant d'obtenir un inventaire consistant avec un but et des objectifs préalablement déterminés. Ces étapes sont la préparation de la cueillette de données, la cueillette de données elle-même, la validation des données, la mise en rapport des données avec le processus élémentaire et l'unité fonctionnelle, l'agrégation des données et finalement l'affinement des données. Toutes ces étapes sont présentées dans la Figure 2.1 (ISO 1998).

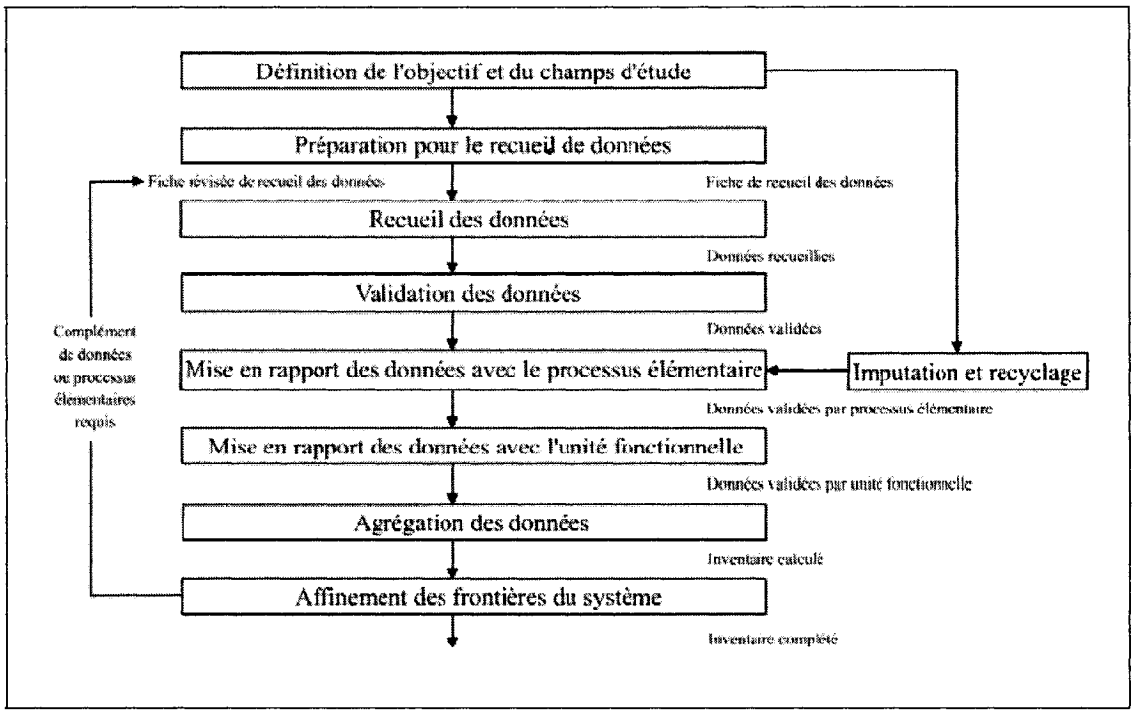


Figure 2.1 : Étapes opérationnelles composant une analyse d'inventaire selon ISO 14 041 (ISO 1998).

La préparation pour le recueil des données comprend le diagramme des flux élémentaires, une description détaillée de chaque processus élémentaire ainsi qu'une description de chaque entrant et sortant des processus élémentaires (ISO 1998). Une description des méthodes de cueillette et des méthodes de calcul des données doit être détaillée. La validation des données est effectuée avec des bilans de masse, des bilans énergétiques ou une analyse comparative des facteurs d'émission. La mise en rapport des données avec le processus élémentaire consiste à choisir un flux de référence représentatif pour chaque processus élémentaire et à normaliser les données quantitatives d'entrée et de sortie par rapport à ce flux. Ensuite, la mise en rapport des données avec l'unité fonctionnelle consiste à normaliser les flux de référence des processus élémentaires en fonction de l'unité fonctionnelle. L'agrégation rassemble tous les processus élémentaires afin de former le système de produits suivant les frontières

préétablies. Suite à l'agrégation, seuls les flux élémentaires subsistent. L'affinement des frontières du système consiste en une analyse de sensibilité sur les données de tout le système. Cette analyse permet de vérifier la frontière du système de produits proposé dans la phase de la définition du but et des objectifs. Les imputations se produisent lorsqu'un processus élémentaire donne plusieurs produits, lorsqu'il y du recyclage de déchets ou des produits intermédiaires en matières premières. Les flux de matières et d'énergie ainsi que leurs émissions doivent être imputés selon les produits du processus élémentaire. (ISO 1998)

La section suivante porte sur la troisième phase de l'ACV : l'évaluation des impacts potentiels du cycle de vie. Dans cette section, la méthode utilisée pour traduire les résultats obtenus dans l'inventaire en impacts potentiels sur l'environnement sera abordée.

2.1.3 Évaluation des impacts du cycle de vie

La phase de l'évaluation des impacts du cycle de vie vise à comprendre et à analyser les impacts environnementaux potentiels du système de produits. Il s'agit d'associer les résultats de l'analyse d'inventaire du cycle de vie à des classes représentant des points environnementaux et nommées catégories d'impacts. Chaque catégorie d'impact possède son indicateur de catégorie soit : une représentation quantifiable d'un impact environnemental potentiel. Les indicateurs de catégorie ont pour but de refléter les impacts environnementaux de l'ensemble des émissions ou de l'utilisation des ressources. Finalement, les résultats d'indicateurs révèlent les impacts potentiels du système de produits pour chacune des catégories d'impact (ISO 2000).

Selon ISO 14 042, les applications de l'évaluation des impacts potentiels du cycle de vie sont les suivantes :

- « Identifier et classer, selon un ordre donné de priorité, les améliorations possibles d'un système de produits;
- Caractériser ou étalonner les performances d'un système de produits dans le temps;
- Établir des comparaisons entre des systèmes de produits en se basant seulement sur des indicateurs de catégories;
- Indiquer les points environnementaux dans lesquels d'autres techniques peuvent fournir des données et des informations complémentaires sur l'environnement utiles aux décideurs. » (ISO 2000)

L'évaluation des impacts du cycle de vie comporte des éléments considérés comme étant obligatoires qui servent à calculer les résultats d'indicateurs à partir des résultats de l'analyse d'inventaire du cycle de vie. Selon ISO 14 042 (2001) ces éléments sont : Choix d'une catégorie d'impact, des indicateurs de catégorie et de modèles de caractérisation (section 2.1.3.1), Affectation des résultats de l'inventaire (section 2.1.3.2) et Calcul des résultats des indicateurs de catégorie (section 2.1.3.3). De plus, certains éléments de l'évaluation des impacts du cycle de vie sont facultatifs. Ces éléments ont pour buts de normaliser, de grouper, de pondérer les résultats d'indicateur ainsi que d'analyser la qualité des données. Toujours selon ISO 14 042 (2001), ces éléments sont : Calcul des résultats des indicateurs de catégories par rapport à une information de référence (Normalisation) (section 2.1.3.4), Groupement (section 2.1.3.5), Pondération (section 2.1.3.6) et Analyse de qualité des données (section 2.1.3.7). Les prochains paragraphes décrivent plus en détails chacune de ces étapes en mettant davantage l'accent sur la caractérisation, l'étape qui touche le plus ce projet.

2.1.3.1 Choix des catégories d'impact, des indicateurs de catégorie et de modèles de caractérisation

Dans un premier temps, les choix des catégories d'impact doivent refléter l'ensemble des points environnementaux engendrés par le système de produits tout en respectant les buts et objectifs de l'ACV. Les catégories d'impact se basent sur des mécanismes environnementaux. Un mécanisme environnemental, modélisé par un modèle de caractérisation, utilise des modèles biologiques, chimiques et physiques. Les modèles de caractérisation reflètent les mécanismes environnementaux dans le but de relier les résultats de l'analyse d'inventaire aux indicateurs de catégorie. Pour ce faire, le modèle de caractérisation calcule un facteur de caractérisation (FC) qui est utilisé pour convertir les résultats de l'analyse d'inventaire du cycle de vie en unité commune à l'indicateur de catégorie (ISO 2000).

À titre d'exemple, le Tableau 2.1 donne une liste des termes utilisés dans l'évaluation des impacts du cycle de vie pour la catégorie d'impact du changement climatique. Les résultats de l'analyse d'inventaire du cycle de vie qui influencent cette catégorie d'impact sont les émissions des gaz à effet de serre tels que le dioxyde de carbone et le méthane. Le modèle de caractérisation utilisé pour déterminer la force relative des gaz à effet de serre est le « Intergovernemental Panel on Climate Change » (IPCC) (IPCC 2001) qui décrit l'indicateur de catégorie comme étant le forçage radiatif de rayonnement infrarouge en watts par mètre carré (W/m^2). Le facteur de caractérisation permet le calcul du potentiel de réchauffement planétaire lié à l'inventaire du cycle de vie donnant un résultat d'indicateur en kilogramme d'équivalents de dioxyde de carbone (CO_2). Les équivalents CO_2 sont une comparaison entre la capacité de forçage radioactif de rayonnement infrarouge des gaz par rapport au CO_2. Par exemple, le méthane possède un équivalent CO_2 de 25, ce qui signifie que l'émission d'un gramme de méthane équivaut à l'émission de 25 grammes de CO_2. Finalement, les impacts finaux de catégorie, ou impacts sur l'écosystème, sont causés au niveau des récifs de corail, des forêts et des cultures (ISO 2000).

Tableau 2.1 : Exemple de termes utilisés lors de l'analyse d'impact du cycle de vie d'un ACV (ISO 2000).

Catégorie d'impact	Changement Climatique
Résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie	CO_2, CH_4 (Gaz à effet de serre)
Modèle de caractérisation	Forçage radioactif infrarouge (W/m^2)
Indicateur de catégorie	Potentiel de réchauffement planétaire pour chaque gaz à effet de serre (kg d'équivalent CO_2/kg de gaz)
Résultats d'indicateur	kg d'équivalent CO_2
Impact final par catégorie	Récifs de corail, forêts, culture
Pertinence environnementale	Degré de relation entre l'indicateur de catégories et l'impact final par catégorie.

Les impacts environnementaux affectent une étendue différente en fonction de leur méthode de dispersion dans l'environnement. Il y a quatre échelles de résolution : globale, continentale, régionale et locale. Une description des différentes catégories d'impact les plus utilisées ainsi que leurs échelles de résolution tirées de la méthode canadienne d'évaluation des impacts est donnée dans le Tableau 2.2 (ISO 2000).

Tableau 2.2 : Catégories d'impact, modèles de caractérisation et résolution de la méthode canadienne d'évaluation des impacts LUCAS. (Reid 2006)

Catégories d'impact	**Modèles de caractérisation**	**Substances de référence**	**Adaptation au contexte canadien**
Réchauffement global	Tiré d'IMPACT 2002+.	$kg_{éq}$ CO_2 dans l'air	Résolution globale
Appauvrissement de l'ozone stratosphérique	Tiré de TRACI 2006.	$kg_{éq}$ CFC-11 dans l'air	Résolution globale
Acidification aquatique	Adapté de TRACI 2006.	Moles $_{éq}$ de H+	Résolution régionale
Formation d'ozone photochimique		$kg_{éq}$ NO_X	Résolution régionale
Eutrophisation aquatique	Adapté d'EDIP 2003.	kg nutriments disponibles	En développement pour résolution régionale
Eutrophisation terrestre			
Écotoxicité aquatique	Adapté d'IMPACT 2002+	$kg_{éq}$ triéthylène glycol dans l'eau	Résolution régionale
Écotoxicité terrestre	Adapté d'IMPACT 2002+		En développement pour une résolution régionale
Cancérigène	Adapté d'IMPACT 2002+	$kg_{éq}$ chloréthylène dans l'air	Résolution régionale
Non-cancérigène	Adapté d'IMPACT 2002+	$kg_{éq}$ chloréthylène dans l'air	Résolution régionale
Appauvrissement ressources abiotiques	Tiré d'Eco-Indicator 99 version hiérarchique.	MJ surplus	Résolution globale
Appauvrissement des combustibles fossiles	Tiré d'Eco-Indicator 99 version hiérarchique.	MJ surplus	Résolution globale
Utilisation des terres	En développement	n/a	n/a

L'échelle de résolution des catégories d'impact influence les modèles de caractérisation utilisés dans le but de calculer les facteurs de caractérisation. Généralement, les facteurs de caractérisation sont calculés par le produit d'un facteur de devenir et d'un facteur d'effet (ISO 2000). Cependant, tel qu'illustré à l'Équation 2.1, un facteur d'exposition est parfois ajouté dans le calcul des facteurs de caractérisation.

Équation 2.1 $$FC = FD \times FE \times FEx$$

FC	=	Facteur de caractérisation d'un polluant.
FD	=	Facteur de devenir d'un polluant.
FE	=	Facteur d'effet d'un polluant.
FEx	=	Facteur d'exposition d'un polluant.

Le facteur de devenir détermine le déplacement des polluants dans l'environnement. Par exemple, le dioxyde de soufre (SO_2) voyage sur de grandes distances avant de se déposer au sol. Le facteur de devenir donne ainsi les quantités de SO2 qui vont se déposer dans les régions caractérisées par la méthode d'évaluation des impacts. Le facteur d'effet quantifie l'effet des polluants sur l'environnement. Par exemple, le dépôts d'un kilogramme de SO_2 engendre la formation d'environ 62,3 moles d'ions H^+ (ISO 2000). Le facteur d'exposition modélise la quantité de polluant qui affecte l'environnement. Par exemple, pour un kilogramme de SO_2 déposé seulement la moitié pourrait être inhalé par la population.

2.1.3.2 Affectation des résultats d'inventaire du cycle de vie (Classification)

La classification consiste à répartir les résultats de l'inventaire parmi les différentes catégories d'impacts afin de mettre en évidence les points environnementaux associés à ces résultats. Dans l'affectation des résultats d'inventaire, il faut s'assurer de bien

affecter les résultats spécifiques à une catégorie d'impact et d'identifier des résultats se rapportant à plusieurs catégories d'impact en distinguant les mécanismes en parallèles et en série. Les impacts associés aux mécanismes en parallèle se produisent en même temps. Par exemple, le NO_x forme de l'ozone troposphérique lorsqu'il est en basse atmosphère, mais il est aussi toxique pour les humains qui le respirent. Les impacts associés aux mécanismes en série se produisent l'un après l'autre. Par exemple, le NO_x participe à la fois à la formation d'ozone photochimique et à l'acidification. Cependant, le NO_x engendre la formation d'ozone photochimique lorsqu'il est dans l'atmosphère et ne cause de l'acidification que lorsqu'il se dépose par la suite (ISO 2000).

2.1.3.3 Calcul des résultats des indicateurs de catégorie (Caractérisation)

Ce calcul implique la conversion des résultats de l'inventaire du cycle de vie en unités communes et l'agrégation des résultats convertis au sein de la catégorie d'impact. Les facteurs de caractérisation sont utilisés pour effectuer la conversion donnant ainsi un résultat numérique (ISO 2000).

Le calcul des indicateurs de catégorie s'effectue en deux étapes :

1. Choix et utilisation du facteur de caractérisation pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie imputé à ce facteur en unité commune.
2. Agrégation des résultats d'inventaire converti au sein d'une même catégorie d'impact.

À titre d'exemple, l'indicateur de catégorie de l'acidification aquatique est la quantité de protons relâchés dans les eaux de surface. Le facteur de caractérisation associé à cette catégorie est le potentiel acidifiant des substances acidifiantes. Les facteurs de caractérisation permettent la conversion des résultats d'inventaire du cycle de vie en unité commune. La somme de ces résultats, aussi nommée agrégation, donne les

résultats d'indicateur. L'Équation 2.2 représente la méthode de calcul pour l'obtention des résultats d'indicateur à partir des résultats de l'analyse d'inventaire du cycle de vie (ISO 2000).

Équation 2.2 $$I_j = \sum_{p=1..x} \left(M_p \times FC_{j,p} \right)$$

I_j = Indicateur de la catégorie d'impact « j ».

M_p = Unité de la substance « p », souvent la masse ou le volume.

$FC_{j\,p}$ = Facteur de caractérisation de la substance « p » dans la catégorie d'impact « j ».

2.1.3.4 Calcul des résultats des indicateurs de catégories par rapport à une information de référence (Normalisation)

Le but de la normalisation est de mieux comprendre la relation entre les diverses amplitudes des résultats du système de produits étudiés. Le calcul de l'amplitude relative des résultats d'indicateur de catégorie s'effectue par rapport à une information de référence. Les références sont généralement :

1. Les émissions ou l'utilisation des ressources totales pour une zone géographique donnée qui peut être mondiale, nationale, régionale ou locale.
2. Les émissions ou l'utilisation des ressources totales pour une zone donnée par habitant.
3. Un scénario de référence comme un autre système de produits.

La normalisation peut servir de contrôle de cohérence, de préparation des contrôles complémentaires (groupement, pondération et interprétation), de mise en disposition et de communication des informations sur la signification des résultats d'indicateur (ISO 2000).

2.1.3.5 Groupement

Le groupement consiste à affecter les catégories d'impacts à une ou plusieurs classes. Le groupement peut s'effectuer de deux façons :

1. Trier les catégories d'impacts sur une base nominale telle que les émissions et ressources ou selon l'échelle spatiale.
2. Classer les catégories d'impacts selon une hiérarchie donnée (ex. : Priorité élevée, moyenne et basse).

Le groupement est basé sur un jugement de valeur. Alors, il peut être différent d'une ACV à l'autre tout dépendant de la personne ou de l'organisation qui l'effectue. Pour cette raison, le groupement doit être cohérent avec le but et les objectifs, et doit être documenté de manière transparente (ISO 2000).

2.1.3.6 Pondération

La pondération est un processus convertissant les résultats des indicateurs de différentes catégories en utilisant des facteurs de conversion basés sur des choix de valeurs. Le but de la pondération est la comparaison des résultats d'indicateur des diverses catégories d'impact en leur accordant une importance relative à chacune. La pondération s'effectue en deux étapes :

1. Convertir les résultats d'indicateur ou les résultats normés en utilisant des facteurs de pondération déterminés.
2. Agréger ces résultats d'indicateur ou ces résultats normés entre les diverses catégories d'impact.

La pondération permet l'obtention d'un indicateur unique résumant l'ACV. Ce type d'indicateur est simple à comprendre pour les décideurs qui connaissent plus ou moins les techniques d'ACV (ISO 2000).

2.1.3.7 Analyse de la qualité des données

Plusieurs techniques existent pour évaluer la qualité des données comme : par l'analyse de gravité, l'analyse d'incertitude et l'analyse de sensibilité. Ces techniques permettent une meilleure compréhension de l'incertitude et de la sensibilité des résultats. Pour plus de détails, se référer à ISO 14 042 (ISO 2000).

2.1.4 Interprétation du cycle de vie

L'objectif principal de l'interprétation du cycle de vie consiste à effectuer l'analyse des résultats, établir des conclusions, expliquer les limites, fournir des recommandations et rapporter les résultats des phases précédentes de manière transparente. Le second objectif est de fournir une présentation complète des résultats, facile à comprendre et cohérente avec le but et les objectifs des phases précédentes. L'interprétation du cycle de vie se compose de trois étapes : l'identification des points significatifs, la vérification, la conclusion et les recommandations.

La section suivante porte sur la problématique de la régionalisation des impacts environnementaux dans l'ACV. Suite à la présentation d'un bref historique de la régionalisation en ACV dans la section 2.2.1, les modèles d'évaluation des impacts (TRACI et LUCAS) utilisés dans l'évaluation des impacts du Telepod (CHAPITRE 5) seront abordés dans la section 2.2.2.

2.2 Régionalisation dans les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie

2.2.1 Régionalisation

Du point de vue de l'évaluation des impacts du cycle de vie, la régionalisation consiste en l'intégration de données spatiales dans les modèles de caractérisation et au calcul des

facteurs de caractérisation régionaux pour les catégories d'impact dites régionales. Dans les débuts de l'évaluation des impacts du cycle de vie, les modèles de caractérisation ne tenaient compte que des équivalences entre les divers polluants d'une même catégorie. Cependant, plusieurs chercheurs Fava (1993), Schmidt et al. (1996), Giegrich (1996), Potting and Blok (1994 and 1995) and Owens and Rhodes (1995) affirment avoir obtenu des résultats erronés à cause du manque de régionalisation dans les modèles de caractérisation.

La régionalisation des impacts du cycle de vie s'applique pour les catégories d'impact dont l'échelle de résolution est locale, régionale ou continentale. Dans ces catégories d'impact, les polluants soit atmosphériques ou aquatiques sont transportés sur de grandes distances. Ces distances varient de plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres de la source d'émission. Selon le modèle source-récepteur (Potting, *et al.* 2005), le transport des contaminants sur de longues distances engendre les effets suivants :

1. Une source d'émission contribue faiblement à la quantité de polluants reçus par plusieurs récepteurs.
2. Les polluants reçus par un récepteur proviennent de plusieurs sources d'émissions.
3. Dans la réalité, il y a plusieurs sources de polluants et plusieurs récepteurs.

Le point 3 permet le calcul de facteurs de caractérisation propre à des sites spécifiques. À cause de la dispersion des polluants sur de grandes distances, les impacts sur l'environnement causés par les polluants s'étalent sur des milliers de kilomètres. Puisque les impacts environnementaux ont lieu sur de grandes superficies, la position géographique des points d'émission d'une même région va avoir peu d'influence sur la valeur des facteurs de caractérisation. Cependant, les valeurs des facteurs de caractérisation sont affectées lorsque les points d'émission sont très distants. Ainsi, les facteurs de caractérisation peuvent être calculés pour de grandes régions. Par exemple, dans la méthode canadienne d'évaluation des impacts (Toffoletto, *et al.* 2005), le Canada

est divisé en plusieurs régions nommées écozones possédant chacune des facteurs de caractérisation propres. La Figure 2.2 montre une carte du Canada montrant les écozones et provinces canadiennes.

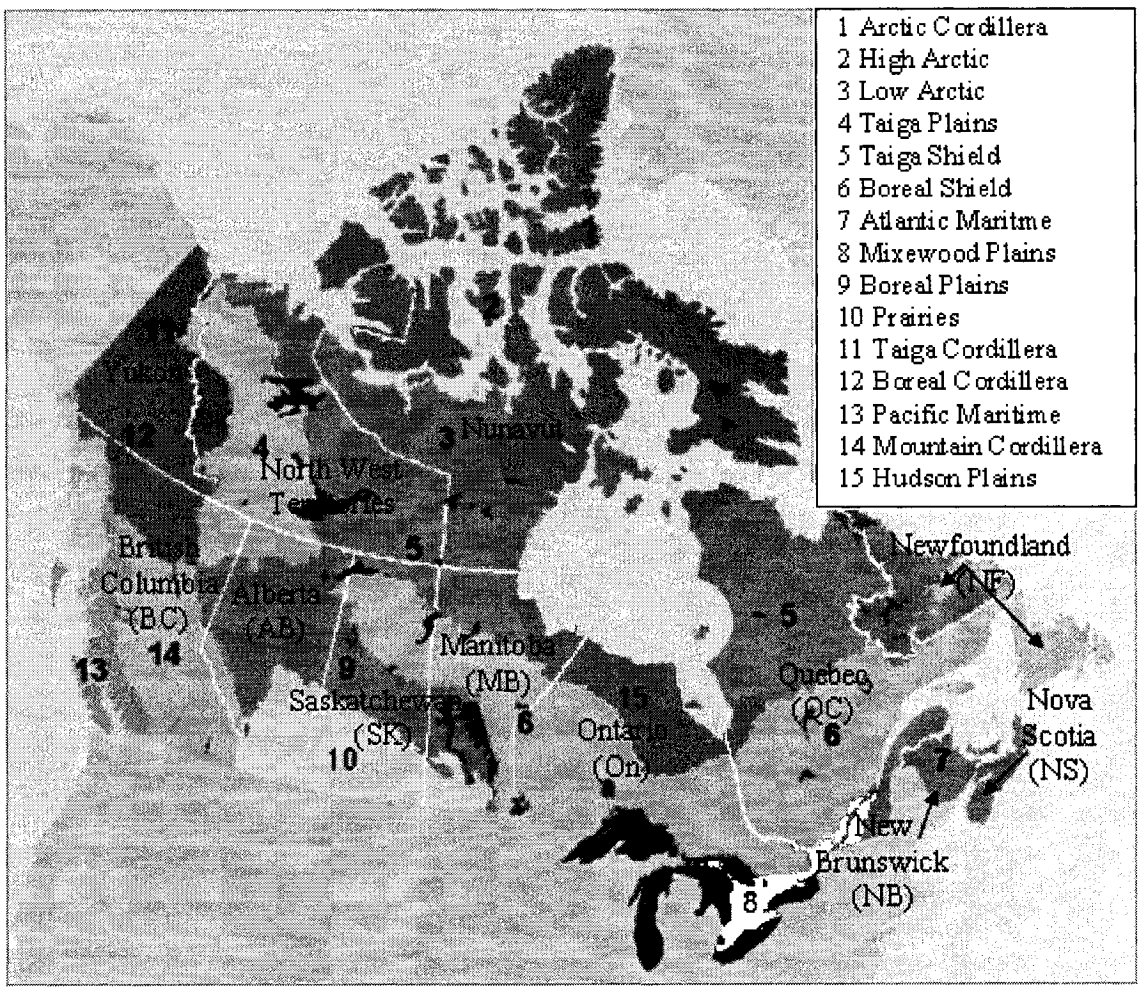


Figure 2.2 : Écozones et provinces canadiennes, adapté de Ressources Naturel Canada (NRC 2006).

Pour que les facteurs de caractérisation soient régionalisés, le devenir et l'effet doivent être obtenus ou calculés pour chaque région considérée dans l'évaluation des impacts du cycle de vie. Pour calculer les facteurs de caractérisation régionalisés pour chaque

région source, il faut généralement faire la somme des produits, de la quantité de polluant déposée dans une région par le facteur d'effet et le facteur d'exposition pour toutes les régions incluses dans l'évaluation des impacts du cycle de vie, tel que montré dans l'Équation 2.3.

Équation 2.3 $$FC_{pe} = \sum_{r} FD_{per} \times FE_{pr} \times FEx_{pr}$$

FC_{pe}	=	Facteur de caractérisation du polluant « p » pour la région d'émission « e ».
FD_{per}	=	Facteurs de devenir du polluant « p » pour la région d'émission « e » et la région du dépôts « r ».
FE_{pr}	=	Facteurs d'effet du polluant « p » pour la région du dépôts « r ».
FEx_{pr}	=	Facteurs d'exposition du polluant « p » pour la région du dépôts « r ».

2.2.2 Méthodes d'ÉICV

Des méthodes d'évaluation des impacts ont été créées dans le but de faciliter la caractérisation des impacts du cycle de vie. Elles permettent d'uniformiser les ACV en proposant une série de catégories d'impact ayant des modèles de caractérisation préétablis. Ainsi, les utilisateurs n'ont pas à refaire les modèles de caractérisation. Chacune des méthodes possède des caractéristiques propres au niveau des modèles de caractérisation ce qui la rend applicable uniquement dans certaines régions (pays ou continent). Les modèles de caractérisation peuvent être régionalisés, ce qui signifie qu'une émission à un endroit n'engendre pas les mêmes impacts qu'une émission dans un autre. Pour régionaliser les modèles de caractérisation, on utilise l'approche du modèle devenir en parallèle avec un facteur effet et d'exposition dépendant de la région où ce sont déposés les polluants. Les deux sections suivantes présentes les deux

méthodes d'évaluation des impacts qui seront traitées dans l'étude de cas de ce mémoire : TRACI et LUCAS.

2.2.2.1 TRACI (« The Tool for the Reduction and Assessment of Other Environmental Impacts »)

TRACI est une méthode d'évaluation des impacts qui est utilisée en Amérique de Nord particulièrement aux États-Unis. Elle a été développée par l'« U.S. Environmental Protection Agency » (U.S. EPA) dans le but d'en faire la meilleure méthode d'évaluation des impacts, conçue pour les États-Unis (Bare, *et al.* 2002). Avant TRACI, les analystes effectuant des ACV en Amérique utilisaient des modèles européens pour évaluer les impacts du cycle de vie. Cependant, ces modèles ne sont pas adaptés pour les Amériques.

TRACI utilise une approche problème dans le but d'obtenir la meilleure précision possible pour les facteurs de caractérisation. L'utilisation d'une approche problème réduit la quantité de prévisions et d'artéfacts de calculs des modèles de caractérisation. TRACI comporte 12 catégories d'impact basées sur les points environnementaux affectant la population humaine, les écosystèmes et l'épuisement des ressources. Ces catégories d'impact sont listées dans le Tableau 2.3. Les catégories d'impact odeur, bruit, radiations, pertes de chaleur et accidents ne sont pas inclus dans TRACI parce que le risque associé à ces impacts est perçu comme étant minimal, local ou trop difficile à prédire. TRACI utilise des modèles de devenir régionalisés et des modèles d'effets ou d'exposition qui ne le sont pas pour toutes les catégories d'impacts.

Tableau 2.3 : Description des catégories d'impact de la méthode américaine de caractérisation des impacts TRACI (Bare, *et al.* 2002).

Catégories d'impacts	Description
Changement climatique	Augmentation de la température moyenne du globe causant des perturbations climatiques.
Réduction de la couche d'ozone	Destruction de la couche d'ozone laissant passer les rayonnements UV au travers de l'atmosphère ce qui cause des dommages à la faune et la flore.
Acidification	Diminution du pH dans les eaux naturelles causant la détérioration des écosystèmes aquatiques.
Eutrophisation	Augmentation de la concentration en nutriments des cours d'eau naturels augmentant le taux de croissance des algues.
Formation d'ozone photochimique	Formation d'ozone dans la troposphère endommageant la flore et les voies respiratoires de la faune.
Utilisation des terres	Transformation et utilisation de terres pour des usages non naturels (agriculture, déforestation, etc).
Santé humaine : Cancer	Potentiel d'un produit chimique relâché dans l'environnement de causer un effet cancéreux chez l'humain.
Santé humaine : Non cancer	Potentiel d'un produit chimique relâché dans l'environnement de causer un effet autre que cancéreux chez l'humain.
Santé humaine : Critère de pollution	Exposition à des matières particulaires (de diamètre inférieur à 2,5 μm) en suspension dans l'air.
Écotoxicité	Potentiel d'un produit chimique relâché dans l'environnement de causer des dommages écologiques.
Épuisement des combustibles fossiles	Potentiel de réduction de la disponibilité ressources d'énergie fossile à faible coût.
Utilisation de l'eau	Pas caractérisé

2.2.2.2 LUCAS

Jusqu'à dernièrement, les ACV canadiennes devaient se baser sur des méthodes d'évaluation des impacts provenant de d'autres pays. Dans la majorité des cas, les évaluations des impacts au Canada étaient effectuées avec TRACI qui utilise des modèles de dépôts pour toute l'Amérique du Nord. Cependant, l'utilisation des facteurs de caractérisation de TRACI ne permet pas de décrire parfaitement les impacts des émissions canadiennes à cause de la régionalisation des facteurs de caractérisation américains. De cette problématique, LUCAS est née. Les modèles de caractérisation de LUCAS proviennent des méthodes TRACI, Impact 2002+, EDIP2003, IPCC, WMO, LCAGAPS et CML qui ont été adaptées au contexte géographique canadien. Le Tableau 2.4 montre les modèles utilisés pour les différentes catégories d'impacts.

Tableau 2.4 : Description des catégories d'impact de la méthode canadienne de caractérisation des impacts LUCAS (Toffoletto, *et al.* 2005).

Catégories d'impacts	Méthodes d'évaluation des impacts
Changement climatique	IPCC
Réduction de la couche d'ozone	WMO
Acidification aquatique	TRACI
Eutrophisation aquatique	EDIP 2003
Eutrophisation terrestre	EDIP 2003
Formation d'ozone photochimique	TRACI
Utilisation des terres	LCAGAPS
Toxicité	Impact 2002+
Écotoxicité	Impact 2002+
Épuisement des ressources abiotiques	CML

Les catégories d'impact empruntées de d'autres méthodes ont été adaptées pour le contexte canadien à partir des données disponibles au Canada. La majorité des

catégories de LUCAS sont régionalisées en écozones pour ce qui est du devenir. Par contre, la régionalisation de l'effet et de l'exposition n'est encore que peu développée pour certaines catégories d'impacts.

Dans la section suivante, les modèles de caractérisation des catégories d'impacts de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique seront décrits. Cette section a pour but de résumer les différents modèles de caractérisation et mécanismes régissant ces processus environnementaux.

2.3 Mécanismes environnementaux caractérisant l'acidification aquatique et la formation d'ozone photochimique

Les mécanismes environnementaux des catégories d'impact sont représentés par des phénomènes physico-chimiques dépendant de la nature du point environnemental étudié. Pour caractériser les impacts environnementaux régionaux ou continentaux, les modèles de devenir restent les mêmes d'une catégorie d'impact à l'autre dans la majorité des cas. Pour les catégories d'impact traitées dans ce mémoire, le modèle de devenir atmosphérique utilisé se nomme ASTRAP. Ce modèle de transport atmosphérique des polluants nous informe de la distribution des dépôtss des polluants par rapport à la distribution des émissions. Le modèle ASTRAP est abordé en détail dans la section 2.3.1. Une fois déposés sur le sol, les polluants pénètrent dans celui-ci pour rejoindre les eaux souterraines qui les transportent éventuellement vers les eaux de surface. Pour estimer la quantité de polluants rejoignant les eaux souterraines, le calcul de vulnérabilité des eaux souterraines est utilisé. La section 2.3.2 porte sur la définition et la méthode de calcul de la vulnérabilité des sols et des eaux souterraines. Toutes les catégories d'impact utilisent des facteurs d'effet dans le but de quantifier les impacts potentiels causés par les émissions de polluants. Finalement, les mécanismes environnementaux et les facteurs d'effet des catégories d'impact de l'acidification

aquatique et de la formation d'ozone photochimique sont traités respectivement dans les sections 2.3.3 et 2.3.4.

2.3.1 Modèles nord-américain de devenir des polluants

Pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique, de la formation d'ozone photochimique et l'eutrophisation, LUCAS comme TRACI se basent sur les matrices produites par ASTRAP (« Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution ») utilisées pour le devenir des contaminants (Shannon 1997). ASTRAP est un modèle statistique utilisant des données météorologiques dans le but de calculer le lieu où le SO_2 et le NO_x se déposent en fonction du lieu d'émission. ASTRAP utilise un modèle lagrangien linéaire basé sur de grandes distances et de grands intervalles temporels. La résolution du modèle est limitée à un grillage de 100 km par les données météorologiques, les données d'émissions de polluants et la structure du modèle. Les lieux d'émissions dits virtuels se retrouvent sur les sommets du grillage. Les émissions virtuelles sont les émissions moyennes qui sont affectées au sommet du grillage utilisé dans le modèle ASTRAP. Finalement, les quantités de polluants déposés (dépôts sec et humide), dépendent du temps de résidence des polluants dans l'atmosphère et des précipitations moyennes.

Les matrices sources-récepteurs produites par le modèle ASTRAP représentent la quantité et la provenance du SO_2 et de NO_x déposés dans les états américains et les provinces canadiennes. Le calcul des facteurs de devenir de LUCAS est démontré à l'Équation 2.4.

Équation 2.4 $$FD_p = \left[\sum_{d=1,2} \sum_{s=1,\ldots,4} D_{s,p,d} \right] \times A \times FV$$

FD_p = Vecteur des facteurs de devenir de la substance « p » [$kgN/kg_{émis}$ ou $kgS/kg_{émis}$].

A = Vecteur des surfaces des provinces canadiennes [km^2].

$D_{s,p,d}$ Matrices sources-récepteurs résultantes d'ASTRAP pour une saison « s », un type de dépôts « d » et un polluant « p » [$kgS/kg\ SO_2/km^2$ ou $kg\ N/kg\ NO_x/km^2$].

FV = Vecteur de la vulnérabilité des eaux souterraines pour chaque province canadienne [sans unité].

La méthodologie LUCAS intègre les FV des régions affectées par les dépôts des substances acidifiantes pour obtenir une approximation de la proportion des polluants atteignant les eaux souterraines. Les FV sont abordés dans la section suivante.

2.3.2 Calcul de la vulnérabilité des sols et des eaux souterraines à la contamination

La vulnérabilité des sols et des eaux souterraines à la contamination est utilisée dans le facteur devenir des catégories d'impacts de l'acidification aquatique. Le but de la vulnérabilité est de prendre en compte la migration des polluants dans les sols et les eaux souterraines sur de grandes superficies. Selon le « National Research Council», 1993, la vulnérabilité d'un milieu (sols ou eaux souterraines) est la tendance ou la probabilité des particules contaminantes de se déplacer jusqu'à une position spécifique dans le milieu étudié pour des particules contaminantes introduites à un certain emplacement au-dessus du même milieu (National Research Council 1993). Le lessivage des particules contaminantes de la surface des sols peut être estimé par la vulnérabilité des sols à la contamination. Plusieurs modèles sont utilisés pour calculer la vulnérabilité des sols à la

contamination (Lindström 2005). Dans le cas de l'ÉICV, la vulnérabilité doit décrire la physique du transport des polluants dans les sols sur de grandes surfaces telle que celle développée dans le modèle « Cause effect Relation Model to support Environmental Negotiations » (CARMEN) (Klepper, *et al.* 1995; Meinardi, *et al.* 1994). La vulnérabilité des sols à la contamination est influencée par la couverture des terres, les précipitations nettes et les caractéristiques physico-chimiques des sols de surface. La vulnérabilité des sols est donnée par l'Équation 2.5:

Équation 2.5 $$V = W_a R_a + W_b R_b + W_c R_c$$

V	=	Vulnérabilité des sols de surfaces à la contamination [sans unité].
W_a, W_b et W_c	=	Facteurs de pondération [sans unité].
R_a, R_b et R_c	=	Risque spécifique lié à la couverture des terres, les précipitations nettes et les caractéristiques physico-chimiques des sols de surface respectivement [sans unité].

Dans la catégorie d'impacts de l'acidification, les particules contaminantes voyagent dans les eaux souterraines qui finissent par rejoindre les eaux de surface (Environnement Canada 2004). Dans ce cas, la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination est plus appropriée pour modéliser la proportion des polluants atteignant les eaux de surface. La vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination se base sur celle du sol. En fait, les facteurs influençant la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination sont : la vulnérabilité du sol de surface, le type d'aquifère, l'épaisseur de la zone insaturée et l'âge de l'eau souterraine. L'Équation 2.6 exprime la vulnérabilité des eaux souterraines.

Équation 2.6 $$R = W_d.R_d + W_e.R_e + W_f.R_f + W_g.R_g$$

R	=	Vulnérabilité de contamination des eaux souterraines [sans unité].
W_d, W_e, W_f et W_g	=	Facteurs de pondération [sans unité].
R_d, R_e, R_f et R_g	=	Risque spécifique relié à la vulnérabilité du sol de surface, le type d'aquifère, l'épaisseur de la zone insaturée et l'âge de l'eau souterraine respectivement [sans unité].

Les sections suivantes présentent les mécanismes environnementaux ainsi que les facteurs de caractérisation et les facteurs d'effets pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique.

2.3.3 Acidification aquatique

L'acidification aquatique représente une augmentation de l'acidité des eaux de surface causée par un apport anthropogénique en ions hydrogènes (H^+). Les précipitations sont naturellement acides à cause de la dissolution du gaz carbonique (CO_2) dans l'eau contenue dans l'atmosphère. Le CO_2 dissous dans l'eau forme de l'acide carbonique causant un pH situé entre 5,6 et 7. Toutes les précipitations dont le pH est inférieur à 5,6 sont considérées comme étant acides. L'apport anthropogénique en ions H^+ dans les précipitations acides provient majoritairement de la réaction du dioxyde de soufre (SO_2) et des oxydes d'azote (NO_x) avec l'eau contenue dans l'atmosphère. Le SO_2 et le NO_x émanent en particulier des industries de la production d'électricité (pétrole et charbon), de l'exploitation et de la fusion de métaux non-ferreux, de l'industrie pétrolière et gazière ainsi que du transport (Jeffries et Ouimet 2004). Les polluants atmosphériques (SO_2 et NO_x) voyagent sur des distances de l'ordre de la centaine de kilomètres voire même des milliers de kilomètres. L'acidification affecte donc de très grandes étendues autour du lieu où les polluants sont émis.

2.3.3.1 Phénomènes chimiques : formation des acides atmosphériques

Une fois relâchés dans l'atmosphère, le SO_2 et le NO_x forment des acides soit en phase gazeuse ou en phase aqueuse (gouttelettes d'eau contenues dans les nuages). Dans le cas du SO_2, la réaction en phase gazeuse s'échelonne sur trois étapes. Dans la première, le SO_2 réagit avec des radicaux hydroxyles (OH^-) et un catalyseur présent dans l'atmosphère pour former du $HOSO_2$ (Équation 2.7).

Équation 2.7 $\quad SO_2 + OH^- + M \rightarrow HOSO_2^- + M$

Ensuite, le $HOSO_2$ réagit avec l'oxygène de l'air pour former un radical hydroperoxy (HO_2) et du trioxyde de soufre (Équation 2.8).

Équation 2.8 $\quad HOSO_2^- + O_2 \rightarrow HO_2^- + SO_3$

En présence d'eau, le trioxyde de soufre réagit rapidement pour former de l'acide sulfurique à l'aide d'un catalyseur (Équation 2.9).

Équation 2.9 $\quad SO_3 + H_2O + M \rightarrow H_2SO_4 + M$

L'oxyde d'azote (NO), quant à elle, réagit avec un radical hydroperoxy pour former du dioxyde d'azote (NO_2) et un radical hydroxyle (HO) (Équation 2.10).

Équation 2.10 $\quad NO + HO_2 \rightarrow NO_2 + OH^-$

Finalement, le dioxyde d'azote réagit avec un radical hydroxyle pour former de l'acide nitrique (HNO_3) à l'aide d'un catalyseur (Équation 2.11).

Équation 2.11 $NO_2 + OH^- + M \rightarrow HNO_3 + M$

La transformation des polluants en phase aqueuse ne se produit qu'avec le SO_2. D'abord le SO_2 sous forme gazeuse se dissout dans l'eau (Équation 2.12). Ensuite, le SO_2 s'hydrolyse dans une série de réactions d'équilibre pour libérer des ions H^+ (Équation 2.12 à Équation 2.14).

Équation 2.12 $SO_2\,(g) + H_2O \rightleftharpoons SO_2 \cdot H_2O$

Équation 2.13 $SO_2 \cdot H_2O \rightleftharpoons H^+ + HSO_3^-$

Équation 2.14 $HSO_3^- \rightleftharpoons H^+ + SO_3^{2-}$

2.3.3.2 Calcul des facteurs de caractérisation

LUCAS utilise le même modèle que TRACI (Bare, *et al.* 2002; Norris 2003) pour calculer le transport atmosphérique des polluants et leur effet sur les milieux naturels (Toffoletto, *et al.* 2005). Le facteur de devenir se base sur les matrices émissions/réceptions obtenues avec le modèle de transport des polluants atmosphériques ASTRAP (voir section 2.3.1). Un facteur d'effet qui n'est pas régionalisé permet le calcul de la quantité d'ion H^+ émis dans l'environnement en fonction de la masse de soufre ou d'azote déposé. Le facteur d'effet est calculé (Équation 2.15) par le quotient du nombre d'ions H^+ que peut potentiellement fournir un polluant par rapport à la masse molaire du soufre ou de l'azote tout dépendant lequel de ces deux éléments se retrouve dans le polluant considéré (Norris 2003). En ce qui concerne les polluants ne contenant ni soufre ni azote, la valeur du facteur de conversion est estimée par le produit du facteur

d'effet du NO_x par le ratio de la masse molaire du NO_x sur la masse molaire du polluant en question. Le Tableau 2.5 liste les valeurs des facteurs de conversion des substances dans LUCAS.

Équation 2.15 $$FE_p = \frac{nb\,H_p^+}{M_p}$$

FE_p = Facteur d'effet du polluant « p » [mole $H^+_{éq}$/kg].

nb H^+_p = Nombre de ions H^+ produits par le polluant « p » [nb $H^+_{éq}$].

M_p = Masse molaire du polluant « p » [kg/mol].

Tableau 2.5 : Facteurs d'effet des substances caractérisées par LUCAS dans la catégorie d'impact de l'acidification aquatique en moles de ions H^+ équivalents par kilogramme de soufre ou d'azote ($H^+_{éq}$/kg S ou $H^+_{éq}$/kg N).

Substances	SO_2	H_2S	H_2SO_4	NOx and NO_2	NO	NH3	HCl	HF	HNO_3
Facteur d'effet ($H^+_{éq}$/kg S $H^+_{éq}$/kg N)	62,3	234,2	79,7	71,4	109,2	170,3	79,7	144,9	70,3

Les facteurs de caractérisation s'obtiennent en multipliant les facteurs de devenir par les facteurs d'effet qui ne sont pas régionalisés tel que montré dans l'Équation 2.16. Les facteurs de caractérisation convertissent les quantités de polluants émises dans l'atmosphère en quantité d'ions H^+ formé dans l'environnement.

Équation 2.16 $$FC_{p,r} = FD_{p,r} \times FE_p$$

$FC_{p,i}$ = Facteur de caractérisation de la substance « p » pour la région « r », [moles $H^+_{éq}$ /$kg_{émis}$].

$FD_{p,i}$ = Facteur de devenir de la substance « p » pour la région « r », [$kgN_{déposé}/kg_{émis}$ ou $kgS_{déposé}/kg_{émis}$].

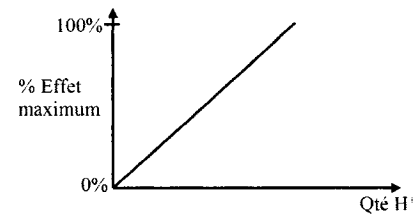
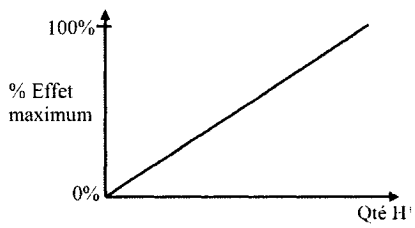
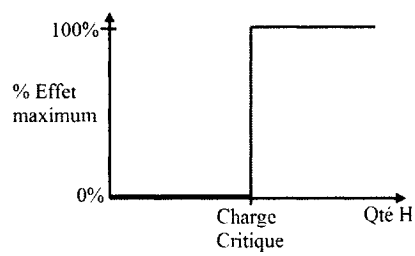
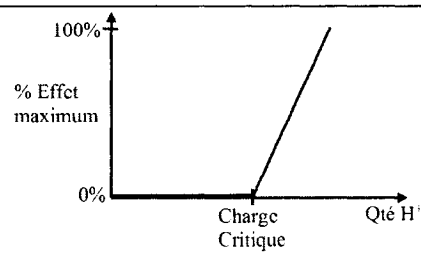
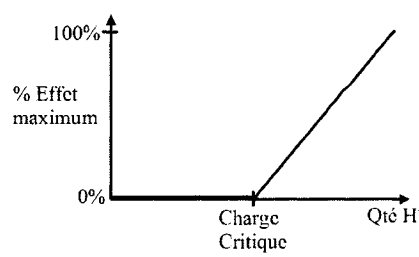
FE_p = Facteur d'effet de la substance « p » [mole $H^+_{éq}/kg_{déposé}$].

2.3.3.3 Facteur d'effet régionalisé

Les impacts causés à l'environnement par l'acidification aquatique passent par un changement de pH des eaux de surface. Une augmentation de la concentration en ions H^+ entraîne une diminution des populations et une perte de diversité dans la flore et la faune aquatiques. Il a été observé que les dommages sur les écosystèmes commencent à partir d'un pH 6,0 (Nixon et Curran 1998). L'utilisation d'une valeur seuil, appelée charge critique, permet de tenir compte des phénomènes chimiques tel que l'effet tampon. La charge critique est une estimation de la capacité qu'a un écosystème donné d'absorber de l'acidité, ou autrement dit, la quantité de dépôtss acides (exprimée en equivalent/hectare/année) qu'il est en mesure de recevoir sans qu'il en soit affecté (Jeffries et Ouimet 2004). La charge critique est aussi appelée la capacité de neutralisation de l'acidité. Les charges critiques utilisées dans le contexte canadien sont basées sur deux modèles de la chimie des eaux : le modèle expert (Henriksen, *et al.* 2002; Henriksen et Posch 2001) et le modèle SSWC (Lam, *et al.* 1994; Lam, *et al.* 1992). Le modèle expert constitue le premier choix, mais il nécessite un grand nombre de données. Lorsque certaines données ne sont pas disponibles, le modèle SSWC est utilisé.

Plusieurs modèles différents sont utilisés en ACV pour caractériser les impacts causés par l'acidification aquatique. Les différents modèles les plus communs sont listés dans le Tableau 2.6 ainsi que leurs principales caractéristiques.

Tableau 2.6 : Description de différents modèles de caractérisation des impacts en acidification utilisés en ACV.

Auteurs	Dose-Réponse	Devenir	Graphique dose-réponse
Heijungs et al., 1992, CML 92	Linéaire avec une pente représentant la formation des ions H^+	Aucun devenir	
Bare et al., 2002, TRACI	Linéaire avec une pente représentant la formation des ions H^+	ASTRAP	
Potting et al., 1998, EDIP 2003	Scalaire à partir de la charge critique	RAINS	
Seppällä et al., 2005	Linéaire avec une pente représentant la charge à partir de la charge critique	RAINS	
Huijbregts et al., 2000	Linéaire avec une pente représentant l'inverse de la charge critique à partir de la charge critique	RAINS-LCA	

La méthodologie utilisée par Heijungs (1992) se base directement sur les émissions de polluants. Il considère que tous les polluants émis contribuent à l'acidification aquatique, ce qui représente le pire cas envisageable. La fonction dose-réponse utilisée pour calculer l'effet sur l'environnement est linéaire. Une adaptation de ce modèle a été faite dans la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie TRACI. Comparativement au modèle utilisé dans CML92 (Heijungs, *et al.* 1992), TRACI ajoute un facteur de devenir pour calculer les quantités de polluants qui vont retomber au sol pour former des acides (Bare, *et al.* 2002). L'addition d'un facteur de devenir permet d'obtenir des facteurs de caractérisation plus représentatifs de la réalité. Cependant, la méthode ne tient pas compte de la sensibilité des milieux où les polluants sont déposés. La méthode proposée par Potting (1998) prend en considération la sensibilité des milieux en utilisant la charge critique comme indicateur. Lorsque le dépôts de polluants surpasse la charge critique, l'impact sur le milieu est considéré comme étant maximal. Seppälä utilise aussi la charge critique pour décrire la sensibilité des sols, mais sans toutefois utiliser une fonction Heaviside. Lorsque le dépôts acide atteint la charge critique, l'impact sur l'environnement devient linéaire par rapport à la quantité d'ions H^+ présents (Seppälä, *et al.* 2006). Quant à Huibregts (2000), il utilise la même méthode que Seppälä, mais en pondérant l'impact par rapport à l'inverse de la charge critique. Cette pondération permet de tenir compte de la vitesse à laquelle l'augmentation de la concentration d'ions H^+ dépasse la charge critique. Ce dernier modèle est considéré comme étant le plus complet par la communauté scientifique en ÉICV (Guinée, *et al.* 2001). Pour ce qui est de la méthode canadienne ÉICV, la catégorie d'impact de l'acidification aquatique ne tient pas encore compte de l'effet des polluants.

La section suivante traite de la seconde catégorie d'impact étudiée soit la formation d'ozone photochimique qui est causée par la réaction du NO_x et des COV. Cette réaction forme des molécules d'ozones qui en basse atmosphère causent des problèmes respiratoires aux humains et endommagent les cultures.

2.3.4 Formation d'ozone photochimique

Le smog est causé par la présence de plusieurs polluants tel que des COV, des particules fines en suspension et d'ozone photochimique dans la troposphère. La catégorie d'impact de la création d'ozone photochimique caractérise seulement les impacts sur l'environnement des molécules d'ozone troposphériques et non de leurs précurseurs (COV et NO_x) et des particules fines. Les polluants autres que l'ozone troposphérique contenus dans le smog sont caractérisés dans d'autres catégories d'impact tel que la santé humaine et l'écotoxicité.

Trois conditions sont nécessaires pour avoir une formation d'ozone troposphérique : présence de radiation solaire, de COV et de NO_x. Les COV et les NO_x proviennent majoritairement de la combustion de matières organiques telles que l'utilisation de voitures et la production d'énergie fossile. Comme les polluants caractérisés dans la catégorie d'impact de l'acidification aquatique, les COV et les NO_x peuvent voyager sur de longues distances.

2.3.4.1 Phénomène chimique

L'ozone se retrouve naturellement dans la troposphère, mais elle ne s'accumule pas. L'ozone suit une série de réactions dites de Chapman (Imamura 2000) établissant un équilibre naturel dépendant de la concentration de NO_2. Avec un apport d'énergie solaire, le dioxyde d'azote perd un atome d'oxygène pour former du monoxyde d'azote (Équation 2.17).

Équation 2.17 $$NO_2 + h\nu \rightarrow NO + O$$

L'atome d'oxygène libre formé par la réaction précédente réagit avec une molécule d'oxygène pour former de l'ozone (Équation 2.18).

Équation 2.18 $O + O_2 \rightarrow O_3$

Finalement, l'ozone réagit avec le monoxyde d'azote de l'Équation 2.17 pour former de l'oxygène et du dioxyde d'azote à nouveau.

Équation 2.19 $O_3 + NO \rightarrow O_2 + NO_2$

Cette série de réactions en équilibre crée une faible concentration d'ozone dans la troposphère. Cependant, il se produit une accumulation d'ozone lorsque le NO est oxydé (Équation 2.19) sans consommation d'ozone. Ce type de réaction est illustré à la Figure 2.3. Cette réaction commence par l'oxydation d'un COV par un radical hydroxyle (OH) transformant le COV en un radical dépendant de sa nature d'origine (Jenkin et Hayman 1999). Ce nouveau radical réagit avec l'oxygène contenu dans l'air. Ensuite, la molécule formée cède un atome d'oxygène au NO qui forme une molécule d'ozone. Le radical oxygéné résiduel engendre un carbonyle et un radical hydroperoxyle (HO_2) par le biais d'une décomposition ou d'une isomérisation. Ce nouveau radical donne un atome d'oxygène à une molécule de NO ce qui formera une autre molécule d'ozone ainsi qu'un OH. Finalement, le cycle reprend jusqu'à ce que tous les COV soient consommés.

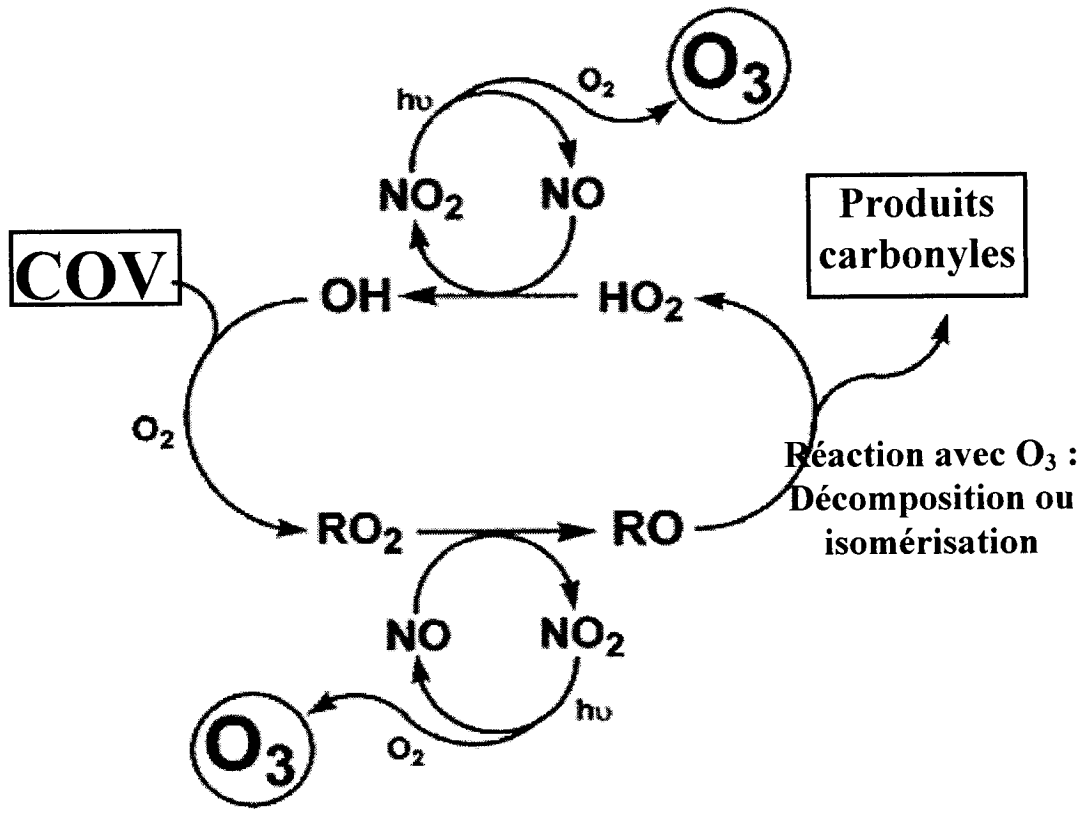


Figure 2.3 : Représentation schématique de l'oxydation catalytique du radical libre d'un COV dans sa première génération de produits carbonyles en présence de NO_x, associé à la génération d'ozone adaptation de (Jenkin et Hayman 1999).

2.3.4.2 Calcul des facteurs de caractérisation

LUCAS utilise le même modèle que TRACI (Bare, *et al.* 2002; Norris 2003) pour calculer le transport atmosphérique des polluants (Toffoletto, *et al.* 2005). Le facteur de devenir se base sur les matrices émissions/réceptions obtenues avec le modèle de transport des polluants atmosphériques ASTRAP. Comme dans le cas de l'acidification aquatique, un facteur d'effet est utilisé permettant l'obtention de la quantité d'ozone

produite pour une certaine quantité de polluants reçus par une région. Ce facteur d'effet est basé sur le MIR (Carter 1994), soit la variation maximale d'ozone pour l'apport d'un polluant. Le MIR sera traité en détail dans la section 2.3.4.3. À cause d'un manque d'informations, les MIR utilisés dans LUCAS sont extraits des facteurs de caractérisation de TRACI (Équation 2.20). Le Tableau 2.7 montre des exemples de valeurs des facteurs de conversion de la catégorie de la formation d'ozone photochimique de LUCAS.

Équation 2.20

$$MIR_{COV} = \frac{MIR_{NOx} \times FC_{COV,TRACI}}{FC_{NOx,TRACI}} = \frac{MIR_{NOx} \times FD_r \times MIR_{COV}}{FD_r \times MIR_{NOx}} = MIR_{COV}$$

MIR_{COV}	=	MIR des COV [mole $O_3/kg_{déposé}$].
MIR_{NOx}	=	MIR du NO_x [mole $O_3/kg_{déposé}$].
$FC_{COV,TRACI}$	=	Facteur de caractérisation de TRACI pour les COV [mole $O_3/kg_{émis}$].
$FC_{NOx,TRACI}$	=	Facteur de caractérisation de TRACI pour le NO_x [mole $O_3/kg_{émis}$].
FD_r	=	Facteur de devenir de la région « r » [$kg_{déposé}/kg_{émis}$]

Tableau 2.7 : Échantillon de facteurs d'effet des substances caractérisées par LUCAS dans la catégorie de la formation d'ozone photochimique en kg d'ozone par kilogramme de COV (kg O_3/kg COV).

Benzène (kg O_3/kg COV)	Monoxyde de carbone (kg O_3/kg COV)	Cyclohexane (kg O_3/kg COV)	Éthylène (kg O_3/kg COV)	Isoprène (kg O_3/kg COV)	Oxydes d'azote (kg O_3/kg COV)
1,47	0,099	2,89	14,68	16,90	7,41

Les facteurs de caractérisation sont obtenus à partir de la multiplication des facteurs de devenir et des facteurs d'effet (Équation 2.21). Les facteurs de caractérisation convertissent les quantités de polluants émises dans l'atmosphère en quantité d'ozone troposphérique formé dans l'environnement.

Équation 2.21 $$FC_{p,r} = FD_{p,r} \times MIR_p$$

$FC_{p,r}$ = Facteur de caractérisation de la substance « p » pour la région « r », [mole $O_3/kg_{émis}$].

$FD_{p,r}$ = Facteur de devenir de la substance « p » pour la région « r », [$kg_{déposé}/kg_{émis}$].

MIR_p = Facteur d'effet de la substance « p », [mole $O_3/kg_{déposé}$].

2.3.4.3 Facteur d'effet et d'exposition pour le smog en ACV

Deux approches sont principalement utilisées en évaluation des impacts du cycle de vie pour modéliser l'effet de la formation d'ozone photochimique: le MIR est utilisé en Amérique tandis que le POCP est utilisé en Europe. Le MIR est un scénario de réactivité incrémentielle (IR) qui est une approche caractérisant l'influence des COV et du NO_x sur la formation de l'ozone photochimique (Carter 1994). L'IR se base sur la variation de la concentration d'ozone pour une variation infime de la concentration des gaz organiques réactifs (ROG) (Équation 2.22). Les ROG sont des gaz réactifs causant la formation d'ozone troposphérique.

Équation 2.22 $$IR = \frac{\partial O_3}{\partial ROG}$$

IR	=	Réactivité incrémentielle [mole O_3/kg ROG]
∂O_3	=	Différentiel de la concentration d'ozone [mole O_3]
∂ROG	=	Différentiel de la concentration de ROG [kg ROG]

Les relations entre la formation d'ozone photochimique et les concentrations de NO_x ne sont pas linéaires. La Figure 2.4 montre cette relation ainsi que les valeurs de trois scénarios étudiés par Carter (1994).

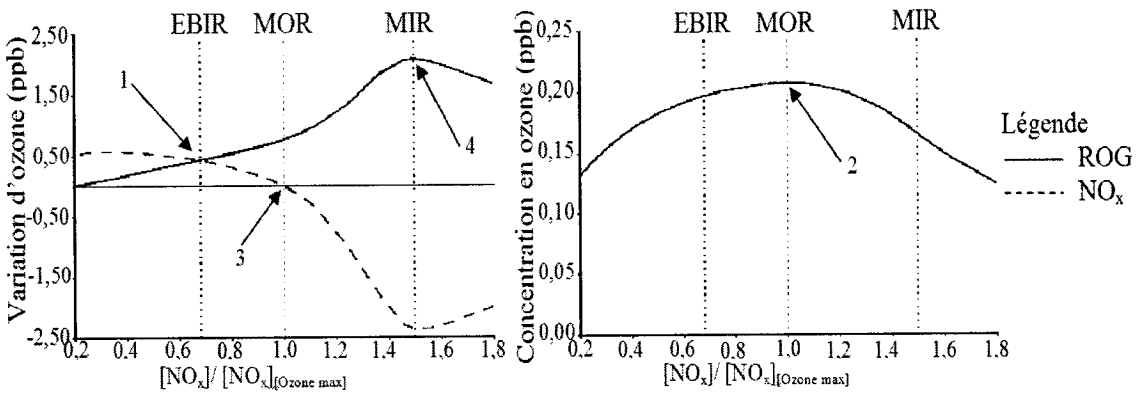


Figure 2.4 : Quantification de la dépendance du maximum d'ozone et du changement relatif en ozone causé par une augmentation de 1% du total de ROG et de NO_x pour le scénario des conditions moyennes (Carter 1994).

Dans la Figure 2.4, les termes EBIR (« Equal Benefit Incremental Reactivity »), MOR (« Maximum Ozone Reactivity ») et MIR représentent différents scénarios de la formation d'ozone photochimique relatif à la quantité de NO_x. Le EBIR représente le scénario pour lequel les variations de la concentration de NO_x et de ROG influencent également la formation d'ozone (1). Le MOR représente la concentration de NO_x a laquelle la concentration et la formation d'ozone sont maximales (2). Il représente aussi

la concentration de NO_x à laquelle une variation de la concentration de NO_x a le moins d'influence sur la variation de la formation d'ozone (3). Finalement, le MIR représente la proportion de NO_x à laquelle les variations de concentrations en ROG ont la plus grande influence sur la formation d'ozone (4). TRACI (Bare, *et al.* 2002; Norris 2003) utilise le MIR pour caractériser les COV parce qu'il permet d'obtenir l'effet le plus important sur la formation d'ozone, donc le pire cas. Cependant, Carter (1994) ne mesure pas le MIR pour le NO_x. TRACI se base donc sur une approche empirique affirmant que le MIR du NO_x est d'environ le double du MIR du mélange de base de ROG (Cardelino et Chameides 1995).

Pour ce qui est du POCP, il utilise aussi une approche incrémentielle de l'augmentation de l'ozone par rapport à une augmentation de COV. Contrairement au MIR, le POCP intègre un modèle de transport des polluants tel que CHIMERE ou RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation). Ces modèles de transport quadrillent l'Europe, éléments d'environ 0,5 degré en latitude et en longitude soit environ 150×150 km^2 (Labouze, *et al.* 2004) tel qu'illustré à la Figure 2.5.

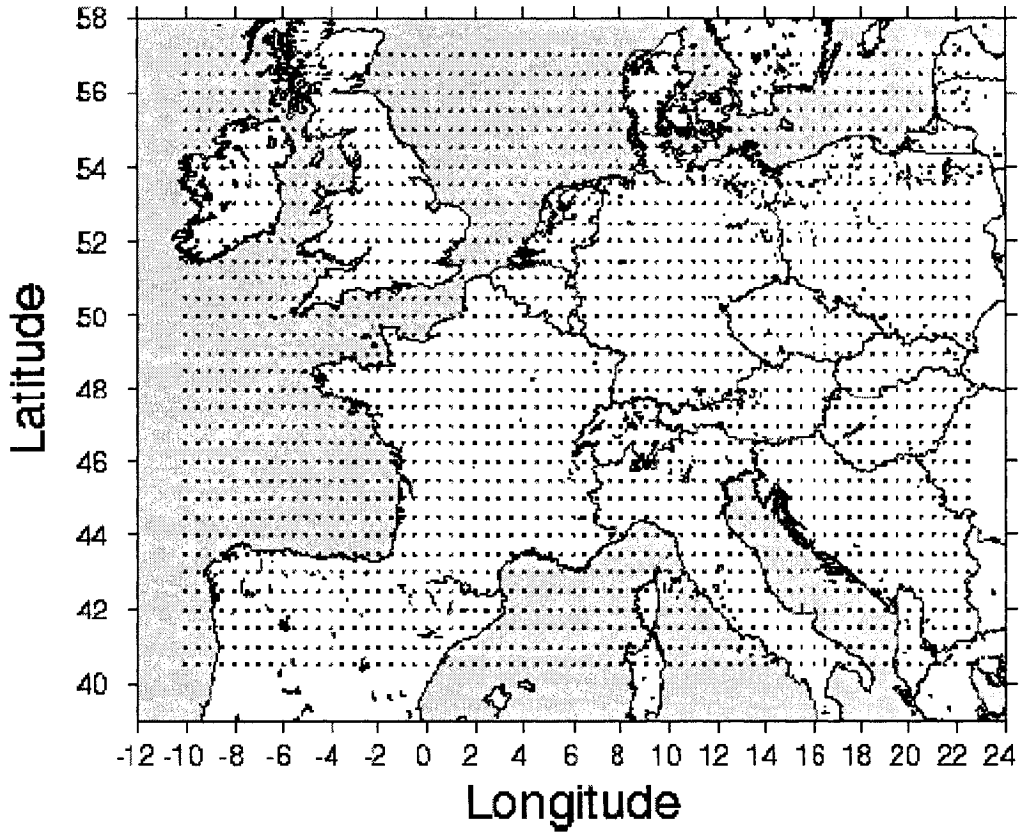


Figure 2.5 : Maillage typique utilisé dans les modèles de transport atmosphérique de polluants pour l'Europe : CHIMERE et RAINS. (Labouze, *et al.* 2004)

Des équations différentielles sont utilisées pour calculer les quantités de polluants se déplaçant d'un élément à l'autre. Ainsi, la formation d'ozone est calculée pour un apport différentiel en COV provenant de tout lieu d'Europe de l'ouest. Le POCP joue directement le rôle de facteur de caractérisation. Le POCP est identifié par l'expression montrée à l'Équation 2.23.

Équation 2.23 $$POCP_{COV} = \frac{a_{COV} / b_{COV}}{a_{C_2H_4} / b_{C_2H_4}}$$

POCP = Potentiel de formation d'ozone photochimique [éq C_2H_4]

a = Changement de la concentration d'ozone dû à un changement de la concentration de COV.

b = Changement de la concentration de COV.

En ce qui a trait au facteur d'effet, deux approches sont majoritairement utilisées en ACV pour la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique. Ces deux approches sont l'utilisation d'une valeur seuil et l'exposition des humains à l'ozone troposphérique. Dans le premier cas, le seuil utilisé se base sur l'« Accumulated Ozone exposure over a Threshold » (AOT) qui est la somme des différences entre les concentrations horaires supérieures à une certaines concentration en parties par milliard durant une période donnée en utilisant uniquement les valeurs sur 1 heure mesurées quotidiennement entre 8 heures et 20 heures. Généralement, trois AOT basées sur trois concentrations différentes en ozone sont utilisées : 40 ppb (AOT40), 60 ppb (AOT60) et 90 ppb (AOT90). Ces trois AOT caractérisent respectivement l'effet de l'ozone au niveau du sol sur les dommages causés à la végétation, à la santé par exposition à long terme et à la santé par exposition à court terme (Labouze, *et al.* 2004). L'exposition des humains à l'ozone troposphérique est la quantité d'ozone inhalée par les êtres humains. Cette quantité est obtenue par le produit de la concentration d'ozone dans l'air et du volume total d'air respiré par les humains exposés, tel qu'établit à l'Équation 2.24.

Équation 2.24 $$FEx = C_{O_3} \times V_{inh}$$

FEx = Facteur d'exposition à l'ozone [mole O_3].

C_{O_3} = Concentration d'ozone au niveau du sol [mole O_3/m^3].

V_{inh} = Volume d'air respiré par la population exposée [m^3].

La section suivante change de sujet pour aborder les études ACV qui ont été faites en électronique afin d'introduire l'aspect de l'électronique dans le Telepod et les télécommunications.

2.4 ACV en électronique et en télécommunication

L'électronique et la télécommunication prennent une grande importance dans ce projet puisque l'étude de cas présentée dans le CHAPITRE 5 porte sur une technologie télématique de la gestion des transports développée par Bell Canada : le Telepod. Cette technologie est principalement un dispositif qui est installé dans les véhicules de Bell Canada et qui, via le réseau cellulaire, envoie des informations sur les véhicules à la centrale. Ce projet est parfait pour tester les catégories d'impacts traitées dans ce mémoire puisque les véhicules émettent des quantités importantes de polluants causant la formation d'ozone photochimique et l'acidification aquatique. De plus, cette technologie utilise du matériel électronique et de télécommunication dont les connaissances d'un point de vue ACV sont encore en développement. Cette technologie comporte des composantes électroniques transmettant des données par un réseau de télécommunication cellulaire. Cette section porte sur les ACV qui ont été effectuées dans les domaines de l'électronique et des télécommunications.

Le domaine de l'électronique est très vaste, il passe des plus petites composantes aux réseaux internationaux de télécommunication. L'électronique utilise une technologie qui évolue très rapidement et qui utilise des procédés extrêmement complexes. Plusieurs

ACV ont été effectuées dans le but d'évaluer les impacts environnementaux du matériel électronique. Puisque chacune de ces ACV portent sur des applications et des cas différents les uns des autres, il est difficile d'obtenir des conclusions générales englobant tous les produits électroniques. En général, les ACV en électronique peuvent être séparées selon deux types : les composants électroniques (circuits intégrés, résistances, condensateurs, etc.) et le matériel électronique (ordinateur, écran, lecteur de disque, etc.).

Les composants électroniques sont utilisés pour la fabrication de matériel plus complexe tels que des ordinateurs, modem, etc. Beaucoup des ACV sur les composants électroniques sont basées sur les circuits intégrés communément appelés puce électroniques. Dans l'étape de fabrication, les impacts se situent au niveau de la consommation des ressources abiotiques, de la consommation d'eau déionisée et de la consommation d'énergie électrique (Taiariol, *et al.* 2001a). La phase d'utilisation consomme la plus grande partie de l'énergie utilisée dans la vie des composants électroniques. Il est cependant impossible d'établir une proportion entre les diverses phases puisque cela varie en fonction du design et du type de composants. Le Tableau 2.8 (Taiariol, *et al.* 2001a) liste les quantités de matière et d'énergie nécessaires pour la fabrication d'un circuit intégré de type EPROM qui est largement utilisé à travers le monde et la Figure 2.6 (Sanger et Wales 2001) montre une EPROM afin de visualiser sa taille.

Tableau 2.8 : Quantité de matériaux et d'énergie pour la fabrication d'un circuit intégré de type EPROM (Taiariol, *et al.* 2001a).

Matériaux et énergie	Quantité
Eau déionisée	29 litres
Oxygène	140 mg
Azote	122 g
Hydrogène	2,9 mg
Céramique	7 g
PVC	0,4 g
HDPE	0,1 g
Plomb	0,03 mg
Cuivre	1,2 mg
Tin	0,15 g
Bore	2,9 mg
Arsenic	6,9 mg
Énergie fabrication	10,50 MJ
Énergie utilisation	58,35 MJ

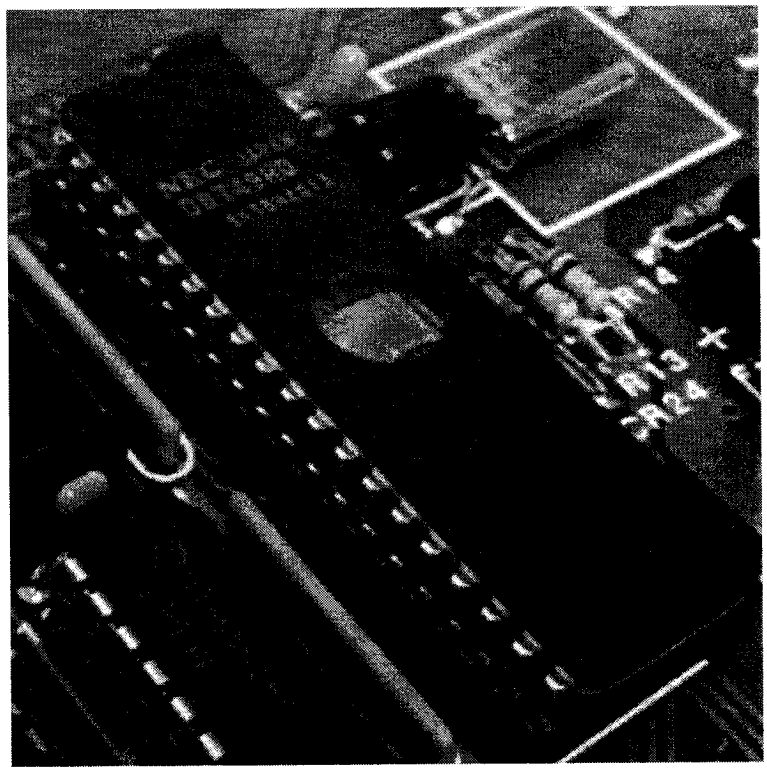


Figure 2.6 : Photo d'une EPROM utilisée sur un circuit imprimé (Sanger et Wales 2001).

Dans le cas des produits complexes tels que les ordinateurs, les études en ACV démontrent que les phases d'utilisation et de fabrication ont généralement le plus d'impact sur l'environnement. L'étude de Frey (2000) montre que les phases d'utilisation et de fabrication d'un moniteur et d'une unité de contrôle représentent respectivement environ 76% et 19% des impacts environnementaux (Frey et Harrison 2000). D'autres études (Alonso, *et al.* 2003; Satake et Oishi 1998) arrivent aussi à la conclusion que les phases d'utilisation et de fabrication possèdent les plus grands impacts pour l'environnement dans le cas de moniteurs. Cependant, ces études ne considèrent pas certains facteurs qui ont une grande importance. Dans certains cas, elles ne considèrent pas la présence de certains métaux lourds toxiques dans les produits considérés ce qui sous-estime les impacts environnementaux associés à la fin de vie des produits. De plus, les études ne considèrent pas le transport intercontinental des

produits. Le transport représente un facteur dominant dans le domaine de l'électronique puisque souvent les produits sont transportés par avion. Le transport par avion engendre des impacts environnementaux très importants par rapport au transport par bateau. Finalement, les études en ACV de l'électronique n'ont pas été effectuées au Québec, alors la production de l'électricité n'est pas considérée comme étant hydroélectrique ce qui surestime les impacts environnementaux de la phase d'utilisation. De plus, la phase d'utilisation est basée sur une importante utilisation des produits (plusieurs heures par jour) ce qui ne représente pas nécessairement la réalité.

Les ACV effectuées dans le domaine des télécommunications sont très similaires aux ACV faites pour l'électronique puisque le même type de matériel est utilisé dans les deux cas. Bien qu'aucune ACV exhaustive ne porte sur l'analyse complète d'un réseau de télécommunication, plusieurs ACV ont été effectuées pour des réseaux Internet (Loerincik, *et al.* 2003) locaux ou sur des appareils téléphoniques (Brickman, *et al.* 1998; Taiariol, *et al.* 2001b). Les conclusions tirées de ces ACV sont les mêmes que dans les ACV sur l'électronique. Bref, l'utilisation et la production sont les phases prédominantes en ce qui a trait aux impacts environnementaux. Durant la phase d'utilisation, on consomme de l'énergie électrique. Cette consommation d'électricité produit des impacts qui varient en fonction du type de l'électricité.

Le chapitre suivant porte sur la méthodologie utilisée pour la régionalisation des catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique. De plus, la prochaine section aborde la phase de définition des objectifs et du champ d'étude de l'étude de cas du Telepod dont l'inventaire a été effectué par François Charron-Doucet, un étudiant à la maîtrise.

CHAPITRE 3 : APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

Ce chapitre présente l'approche méthodologique utilisée dans ce projet de maîtrise. La section 3.1 établit les méthodes de calcul des facteurs de caractérisation utilisant des facteurs d'effet et d'exposition pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique (section 3.1.1) et de la formation d'ozone photochimique (section 3.1.2). Les expressions des facteurs de caractérisation montrées dans ces sections sont aussi présentées dans l'article au CHAPITRE 4. La section 3.2 décrit la méthode utilisée pour convertir la résolution spatiale des données d'effet, d'exposition et de devenir d'une résolution spatiale par province vers une résolution spatiale par écozone. La section 3.3 fait un retour sur les phases définition des buts et des objectifs (section 3.3.1) et analyse d'inventaire (section 3.3.2) de l'étude de cas du Telepod. De plus, la section 3.3 décrit la démarche utilisée dans l'évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod et l'analyse de sensibilité des résultats de l'ACV du Telepod. Finalement, la section 3.3 décrit la méthodologie utilisée pour comparer les indicateurs de catégorie obtenus en utilisant la méthode LUCAS avec et sans facteur d'effet/exposition avec la méthode TRACI.

3.1 Calcul des facteurs de caractérisation

Les facteurs de caractérisation de LUCAS sont formés de la multiplication d'un facteur de devenir, d'un facteur d'effet et d'un facteur d'exposition tel qu'établi dans l'Équation 2.1 de la section 2.1.3.1. Cependant, les modèles des facteurs de caractérisation des catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique de LUCAS, n'intègrent pas encore de facteurs d'effet et d'exposition régionalisés. Dans cette section, les nouvelles expressions des facteurs de caractérisation visant l'intégration des facteurs d'effet et d'exposition régionalisés pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique (effet) et de la formation d'ozone

photochimique (exposition) seront établies. Pour ce qui est des facteurs de devenir, ils ne seront aucunement modifiés.

3.1.1 Acidification aquatique

Comme établi dans la revue de littérature, la charge critique représente la sensibilité des eaux de surface par rapport à un ajout de matière acidifiante. Ainsi, le modèle de caractérisation de l'effet développé dans ce mémoire utilise la charge critique comme indicateur déterminant si les eaux de surface sont endommagées par la matière acidifiante. L'intégration de la charge critique se base sur le modèle de caractérisation développé par Seppällä (2004). Ce modèle utilise le dépassement de la charge critique pour évaluer les effets des ions H^+ sur les eaux de surface. Il considère que lorsque la quantité d'ions H^+ reçus par les eaux de surface surpasse la charge critique, les eaux deviennent sensibles à l'ajout d'ions H^+. Les valeurs du dépassement de la charge critique pour différentes régions du Canada sont prises dans un rapport d'Environnement Canada portant sur l'évaluation des dépôtss acides au Canada (Jeffries et Ouimet 2004).

Le dépassement de la charge critique est intégré dans les facteurs de caractérisation avec une fonction de Heaviside communément appelée fonction échelon (« step function »). Lorsqu'il y a dépassement de la charge critique, la fonction de Heaviside prend la valeur de 1 tandis que lorsqu'il n'y a pas dépassement, la fonction prend la valeur 0. Ainsi, seulement les régions où la charge critique est dépassée seront comptabilisées dans le calcul de l'effet des facteurs de caractérisation. L'Équation 3.1 établit l'expression nécessaire pour le calcul des facteurs de caractérisation tenant compte de l'effet régionalisé.

Équation 3.1 $$FC_{p,e} = \sum_{r} \left[\underbrace{D_{s,p,d} \times FV_r \times a_r}_{\text{Facteur de Devenir}} \times \underbrace{H_p^+ \times H(ex_r)}_{\text{Facteur d'Effet}} \right]$$

$FC_{p,e}$ = Facteur de Caractérisation du polluant « p » pour la région d'émission « e » [mole $H^+_{éq}/kg_{émis}$].

$D_{s,p,d}$ = Matrices sources-récepteurs résultantes d'ASTRAP pour une saison « s », un polluant « p » et un type de dépôts « d » [$kg_{déposé}/km^2/kg_{émis}$].

FV_r = Vecteur de la vulnérabilité des eaux souterraines de la région « r » (provient de Laurence Toffoletto du CIRAIG, 2005) [sans unité].

a_r = Vecteur des surfaces des états et provinces nord américains « r » (Statistics Canada, 2005) [km^2].

H() = Fonction Heaviside [sans unité].

Ex = Dépassement de la charge critique de la région r [$H^+_{éq}/km^2$] (Jeffries et Ouimet 2004).

H_p^+ = Facteur de conversion de la quantité de polluants en quantité d'ions H^+ émis par ces polluants (Norris 2003) [mole $H^+_{éq}/kg_{déposé}$].

L'Équation 3.1 comptabilise les impacts totaux pour les émissions régionalisées. Ainsi, le facteur de devenir calcule les quantités de polluants qui se déposent dans les différentes régions tandis que le facteur d'effet détermine si chacune des régions est sensible ou non. La section suivante présente l'ajout du facteur d'exposition pour les facteurs de caractérisation de la formation d'ozone photochimique.

3.1.2 Formation d'ozone photochimique

Plusieurs types d'exposition pourraient être considérés pour la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique, tel que les dommages causés aux cultures et à la faune. Cependant, les données sur ces sujets ne sont pas encore disponibles ou de qualité suffisante pour être considérées. Ainsi, l'exposition humaine a été choisie. L'Équation

3.2 représente l'expression des facteurs de caractérisation de la formation d'ozone photochimique tenant compte de l'exposition humaine à l'ozone troposphérique.

Équation 3.2 $$FC_{p,e} = \sum_{r} \left[FD_{p,e,r} \times E_r \times MIR_p \right]$$

$FC_{p,e}$ = Facteur de Caractérisation du polluant « p » pour la région d'émission « e » [mole O_3/$kg_{émis}$].

$FD_{p,e,r}$ = Facteur de Devenir d'un polluant « p » pour une région d'émission « e » et une région de réception « r » [$kg_{déposé}$/$kg_{émis}$].

E_r = Facteur d'Exposition humaine de la région « r » [sans unité].

MIR_p = MIR du polluant « p » (Carter 1998) [mole O_3/$kg_{déposé}$].

Le terme d'exposition est dépendant du taux d'inhalation d'ozone par l'humain et de la population humaine présente dans la région considérée. Le taux d'inhalation moyen par l'humain est établi comme étant de 20 m^3 par jour (7300 m^3/an) considérant un effort physique équivalent à marcher à 3,5 km/h (Horwat et Meyer 1998). L'expression du terme d'exposition est montrée à l'Équation 3.3.

Équation 3.3 $$E_r = \frac{P_r \times T_{inh}}{V_r^{mix}}$$

E_r = Facteur d'Exposition humaine de la région « r » [sans unité].

P_r = Population humaine de la région « r » [pers] (Simard et Cameron 2002).

T_{inh} = Taux de respiration d'air de l'humain [m^3/pers] (Horwat et Meyer 1998).

V_r^{mix} = Volume de la couche de mélange de la région « r » [m^3].

En remplaçant le terme d'exposition de l'Équation 3.2 par son expression ci-dessus, l'expression des facteurs de caractérisation devient l'Équation 3.4. Le terme de devenir de cette expression utilise le volume de mélange dans le but de calculer la concentration

d'ozone dans la région considérée. Le volume de mélange provient du produit de la hauteur de mélange moyenne annuelle (Environnement Canada 2005) et de la superficie, ce qui donne une approximation du volume dans lequel est dissous l'ozone. La hauteur de mélange moyenne a été mesurée comme étant 400 mètres à partir des cartes produites par Environnement Canada.

Équation 3.4

$$FC_{p,e} = \sum_r \left[\underbrace{\left(D_{p,e,r} \times a_r\right)}_{Facteur\ de\ Devenir} \times \underbrace{\left(\frac{P_r \times T_{inh}}{V_r^{mix}} \right)}_{Facteur\ d'Exposition} \times \underbrace{MIR_p}_{Facteur\ d'Effet} \right]$$

$FC_{p,e}$ = Facteur de Caractérisation du polluant « p » pour la région d'émission « e » [mole O3/$kg_{émis}$].

$D_{p,e,r}$ = Matrices sources-récepteurs résultantes d'ASTRAP pour une saison « s », un polluant « p » et un type de dépôts « d » [$kg_{déposé}/kg_{émis}/km^2$].

a_r = Superficie de la région « r » (Statistics Canada, 2005) [km^2].

V_r^{mix} = Volume de la couche de mélange de la région « r » [m^3].

P_r = Population humaine de la région « r » (Simard et Cameron 2002) [pers].

T_{inh} = Taux de respiration d'air de l'humain (Horwat et Meyer 1998) [m^3/pers].

MIR_p = MIR du polluant « p » (Carter 1998) [mole $O_3/kg_{déposé}$].

En simplifiant la surface des régions par la composante de surface du volume de mélange, on obtient l'expression finale permettant de calculer les facteurs de caractérisation de la formation d'ozone photochimique. Cette expression est montrée à l'Équation 3.5.

Équation 3.5 $$CF_{p,e} = \sum_{r}\left[\frac{D_{p,e,r}}{H^{mix}} \times (P_r \times T_{inh}) \times MIR_p\right]$$

$FC_{p,e}$ = Facteur de caractérisation du polluant « p » pour la région d'émission « e » [mole O3/$kg_{émis}$].

$D_{p,e,r}$ = Matrices sources-récepteurs résultantes d'ASTRAP pour une saison « s », un polluant « p » et un type de dépôts « d » [$kg_{déposé}/kg_{émis}/km^2$].

H^{mix} = Hauteur de la couche de mélange [m] (Environnement Canada 2005).

P_r = Population humaine de la région « r » (Simard et Cameron 2002) [pers].

T_{inh} = Taux de respiration d'air de l'humain (Horwat et Meyer 1998) [m^3/pers].

MIR_p = MIR du polluant « p » (Carter 1998) [mole $O_3/kg_{déposé}$].

3.2 Régionalisation des données

Pour que les facteurs de caractérisation puissent être régionalisés, les données utilisées doivent être spécifiques à chaque type de région utilisée, soit les provinces et les écozones. Cependant, les données ne sont pas toutes disponibles pour les deux types de régionalisation. Les données sont alors converties pour qu'elles caractérisent à la fois les provinces et les écozones. Pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique, les données nécessaires au calcul des facteurs de devenir (matrices ASTRAP) ne sont disponibles que pour les provinces, mais elles doivent être utilisées pour calculer les facteurs de caractérisation par province et par écozone. Les données sur la charge critique ne sont disponibles que par province. Pour ce qui est de l'exposition, seule la population humaine varie d'une région à l'autre. De plus, la population est disponible à la fois par province et par écozone. Afin d'effectuer la conversion des données caractérisant des provinces vers des données caractérisant des écozones, il faut utiliser une matrice de conversion tel que montré dans le Tableau 3.1.

Tableau 3.1 : Matrice de conversion des données régionalisées par province vers une régionalisation par écozone. (Simard et Cameron 2002)

	AB	BC	MB	BR	NF	NS	ON	PE	PQ	SK
Cordillère arctique	0%	0%	0%	0%	51%	0%	0%	0%	49%	0%
Haute-Arctique	0%	0%	4%	0%	0%	0%	0%	0%	96%	0%
Basse-Arctique	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	0%
Taïga des plaines	48%	52%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Taïga du Bouclier	1%	0%	14%	0%	24%	0%	0%	0%	56%	5%
Bouclier boréal	0%	0%	13%	0%	8%	0%	34%	0%	35%	10%
Maritime de l'Atlantique	0%	0%	0%	36%	0%	27%	0%	3%	34%	0%
Plaines à forêts mixtes	0%	0%	0%	0%	0%	0%	85%	0%	15%	0%
Plaines boréales	53%	5%	17%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	25%
Prairies	33%	0%	15%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	52%
Taïga de la Cordillère	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Cordillère boréale	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Maritime du Pacifique	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Cordillère montagnarde	10%	90%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Plaines hudsoniennes	0%	0%	20%	0%	0%	0%	70%	0%	11%	0%

Les lignes et les colonnes de cette matrice représentent respectivement les écozones et les provinces. Les éléments de la matrice sont les pourcentages de la superficie dans laquelle des écozones sont contenues dans chaque province (Simard et Cameron 2002). La multiplication d'un vecteur de données régionalisées par province et de la matrice de conversion permet d'obtenir un vecteur des données par écozone.

3.3 Évaluation des impacts de l'ACV du Telepod

3.3.1 Définition des objectifs et du champ d'étude pour l'étude de cas du Telepod

Le Telepod est un outil de la télématique dédié à la gestion des parcs de véhicules développé par la compagnie de télécommunications Bell Canada. Il s'agit d'un dispositif installé dans les véhicules et connecté à l'ordinateur de bord. Le Telepod est connecté à Internet par le biais d'une connexion sans fil. Grâce à cette connexion, il est possible d'accéder à plusieurs informations sur le véhicule, tel que sa localisation, un diagnostic du moteur, son kilométrage, etc. Il permet également à l'utilisateur du véhicule de communiquer avec la centrale afin de connaître les tâches à effectuer. Dans le cadre de l'étude de cas, les résultats de l'analyse d'inventaire du cycle de vie du Telepod seront utilisés dans le but de tester les nouveaux modèles d'impacts.

L'inventaire du cycle de vie du Telepod effectué par François Charron-Doucet, un étudiant à la maîtrise, comporte deux objectifs. Le premier objectif répond 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 de la flotte de véhicules de travail de Bell Canada peuvent être évités en implantant le système Telepod?* ». Le second objectif est de vérifier l'hypothèse suivante : « *L'utilisation de la méthode ACV est pertinente à la planification d'un projet de gaz à effet de serre (GES) en permettant de tenir compte de toutes les émissions environnementales directes et indirectes et d'évaluer les déplacements des impacts environnementaux* ». Dans le cadre de ce mémoire, c'est le premier objectif qui prime. Il est important de noter que l'ACV sur le Telepod a été effectuée dans le but principal d'analyser ces impacts sur les émissions des gaz à effet de serre. Cependant, l'inventaire a été constitué dans le but d'évaluer tous les impacts du cycle de vie.

Les fonctions du Telepod considérées dans l'ACV sont de :

1. Recueillir les données sur les opérations nécessaires à l'entretien du parc de véhicules de Bell Canada.
2. Servir de lien de communication entre les utilisateurs des véhicules et le centre de contrôle.
3. Réduire le kilométrage parcouru par les véhicules et les impacts environnementaux pour une activité constante.

De ces fonctions naît l'unité fonctionnelle qui est « *la production d'un crédit d'émission pour une tonne de* $CO_{2\ eq}$ *grâce à l'utilisation du Telepod pour réduire les déplacements et mieux répartir les tâches entre les véhicules de la flotte à l'étude pendant une période d'un an* » (François Charron-Doucet). Pour satisfaire cette unité fonctionnelle, l'inventaire de l'ACV du Telepod doit comparer la flotte de véhicules de Bell Canada avec et sans l'utilisation du Telepod. Pour ce faire, l'inventaire du cycle de vie du Telepod effectue la soustraction de deux scénarios. Les deux scénarios consistent à : 1) gestion de la flotte de Bell Canada avec l'utilisation du Telepod et 2) gestion de la flotte de Bell Canada sans l'utilisation du Telepod. Les données d'inventaire sont donc le résultat de la soustraction du scénario 1 par le scénario 2. Ainsi, lors de l'analyse des résultats, les valeurs positives représenteront des impacts potentiels sur l'environnement et les valeurs négatives des impacts potentiels évités. Le Tableau 3.2 provenant de François Charron-Doucet décrit la composition du parc de véhicules à l'étude. Pour ce qui est des flux de références, ils sont évalués à une réduction de la consommation de carburant de 507 033 litres ce qui équivaut à environ 1240 tonnes de CO_2 équivalent. Le Tableau 3.3 illustre la performance environnementale associée au Telepod.

Tableau 3.2 : Description de la flotte à l'étude (Charron-Doucet 2006).

Type de véhicule	Nombre	km annuel moyen	Consommation d'essence (L/100km)
Voitures	151	18 492	10,2
Mini fourgonnettes	376	15 272	14
Camionnettes	375	17 310	17,3
Véhicules Utilitaires Sports	10	23 288	19,2
Fourgons tronqués	388	18 492	25,8

Tableau 3.3 : Résultats de l'évaluation de la performance environnementale du Telepod (Charron-Doucet 2006).

Type de véhicule	Réduction du kilométrage par jour (km moyen)	Kilométrage par jour (km moyen)	Pourcentage de réduction (%)
Voitures	15,0	90,7	17,4
Mini fourgonnettes	7,4	59,4	12,0
Camionnettes	8,2	72,6	11,1
Fourgons tronqués	7,4	61,0	12,5

Les frontières du système à l'étude ont été choisies pour tenir compte des opérations des véhicules (V), de l'entretien des véhicules (M), du cycle de vie du Telepod (T), des systèmes informatiques et du réseau de télécommunication pour le soutien du Telepod (S). La Figure 3.1 représente le système de produits ainsi que les frontières utilisées dans l'ACV sur le Telepod. Pour plus d'informations sur les processus élémentaires, se référer à l'annexe A présente sur le disque compact.

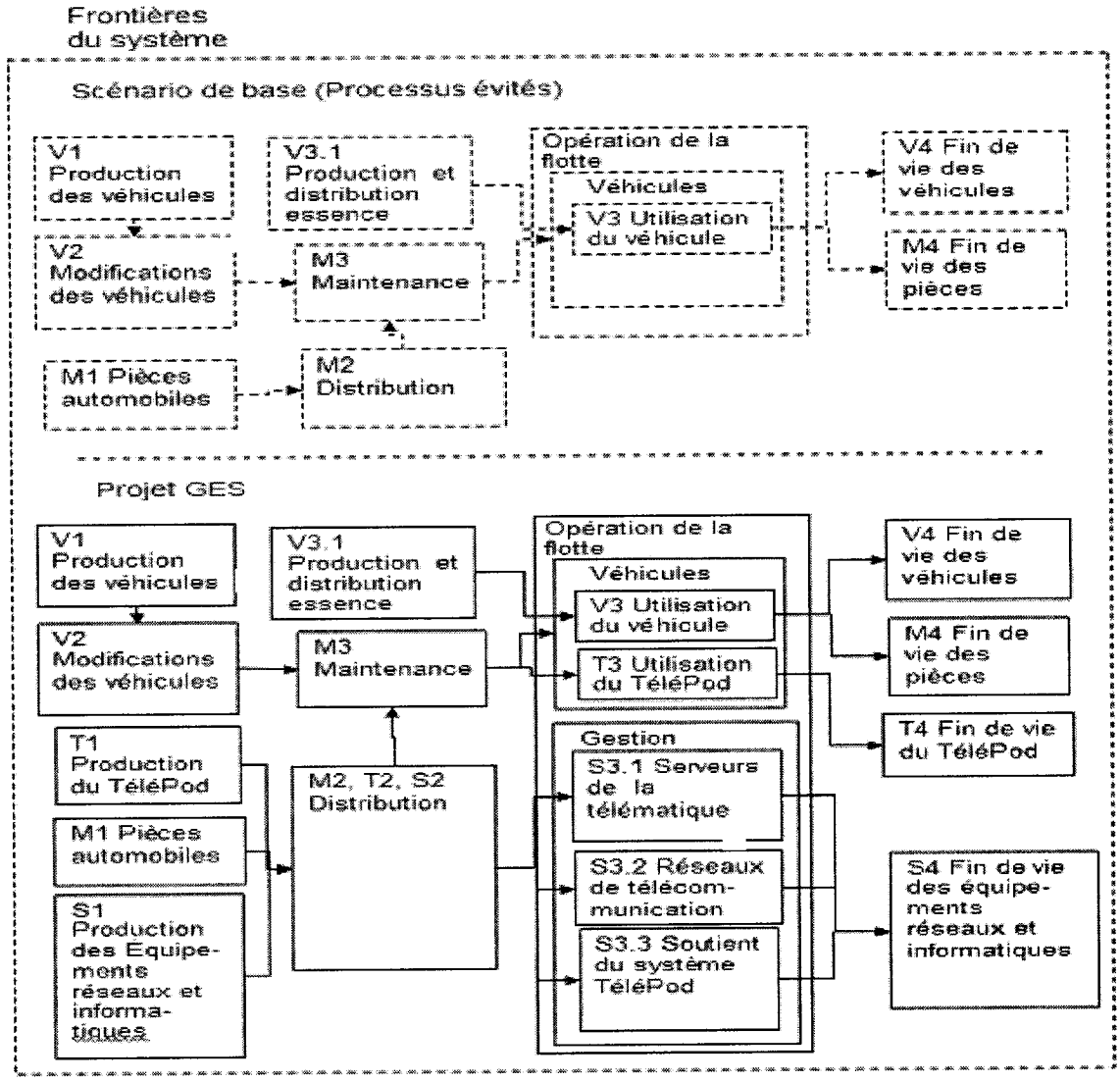


Figure 3.1 : Frontières initiales du système de produits pour le projet Telepod sur les GES (Charron-Doucet 2006).

3.3.2 Analyse des résultats d'inventaire du cycle de vie du Telepod

Cette section porte sur l'analyse d'inventaire du Telepod. L'inventaire du cycle de vie du Telepod a été effectué par François Charron-Doucet dans le cadre de sa maîtrise. Comme l'illustre la Figure 3.1, l'inventaire du cycle de vie du Telepod se divise en

quatre : utilisation des véhicules (section 3.3.2.1), entretien des véhicules (section 3.3.2.2), Telepod (section 3.3.2.3) et systèmes informatiques et réseaux pour le soutien du Telepod (section 3.3.2.4). L'étude ACV du Telepod effectue la soustraction d'un premier scénario considérant la gestion de la flotte de véhicule de Bell Canada utilisant le Telepod et d'un deuxième scénario considérant la gestion de la même flotte de véhicule, mais n'utilisant pas de Telepod. Dans le premier scénario, l'utilisation et l'entretien des véhicules, la fabrication du Telepod et l'utilisation du réseau de télécommunication sont considérés, tandis que le second scénario considère uniquement l'utilisation et l'entretien des véhicules. Puisque l'analyse de l'inventaire du cycle du Telepod sera traitée en détail dans le mémoire de François Charron-Doucet, cette section relate seulement les éléments pris en compte dans les processus et la provenance des données utilisées. Pour de plus amples détails, l'annexe A, présente sur le disque compact, contient une description de chacun des processus utilisés dans l'ACV du Telepod.

3.3.2.1 Utilisation des véhicules (V)

L'utilisation des véhicules se divise en cinq processus : production des véhicules, modifications de véhicules, utilisation des véhicules, production du carburant et fin de vie des véhicules. La production des véhicules consiste en la fabrication des véhicules de la flotte de Bell Canada (voir Tableau 3.2). Les données d'inventaire utilisées pour la fabrication des véhicules proviennent de la base de données Ecoinvent 1.2 (Spielmann, *et al.* 2004). Le processus de la modification des véhicules consiste à caractériser les modifications qui sont effectuées dans les véhicules neufs et qui sont nécessaires pour les tâches que doivent effectuer les techniciens de Bell Canada. Ce processus est cependant négligé puisqu'il est extrêmement difficile à caractériser. En effet, les modifications de chaque véhicule dépendent du type de tâches qu'il doit remplir. Le processus utilisation des véhicules représente la réduction des déplacements de la flotte de véhicules selon le type de véhicules (voir Tableau 3.3). Dans ce processus, les

émissions des différents véhicules sont caractérisées en considérant les émissions provenant de la combustion, de l'usure des pneus et des plaques de freins (Bélanger 2004). Ce processus influence directement la quantité de carburant provenant du processus production et distribution de l'essence. Le processus production et distribution de l'essence provient directement de la base de données Ecoinvent (Spielmann, *et al.* 2004). Finalement, le processus fin de vie des véhicules considère le recyclage des pièces recyclables et l'enfouissement des autres. Les données proviennent de la base de données Ecoinvent (Spielmann, *et al.* 2004).

3.3.2.2 Entretien des véhicules (M)

L'entretien des véhicules se divise en quatre processus : pièces automobiles, distribution des pièces, opération d'entretien et fin de vie des pièces. Le processus pièces automobiles prend en compte les lubrifiants soit l'huile et la graisse ainsi que les pièces mécaniques devant être changées lors de l'entretien normal des véhicules. Les pièces mécaniques considérées sont les suivantes : essuie-glaces, freins, filtres à air, filtres à huile, pneus et batteries. Le processus distribution des pièces considère les émissions causées par le transport des pièces mécaniques jusqu'aux garages. Le processus opération d'entretien considère les sources d'énergie nécessaires au fonctionnement des outils et il considère aussi les infrastructures des garages. Finalement, le processus fin de vie des pièces considère le recyclage des pièces recyclables et l'enfouissement des autres. Pour tous les processus des opérations d'entretien, les données proviennent d'entrevues auprès du personnel de Bell Canada et de la base de données Ecoinvent (Spielmann, *et al.* 2004).

3.3.2.3 Telepod (T)

Le Telepod se divise en quatre processus : production, distribution, utilisation et fin de vie. Le processus production du Telepod considère les matériaux et les composants

constituant le Telepod soit, les métaux, le plastique, le circuit imprimé et plusieurs sortes de câbles nécessaires à la connexion du Telepod. Les données sur les composants du Telepod proviennent de données recueillies auprès des garages de Bell Canada. Cependant, il a été impossible de disposer d'un Telepod pour le démonter, alors certaines estimations ont dû être faites. Les principales estimations sont les masses relatives entre le circuit imprimé, les métaux et le plastique constituant le Telepod. Les données sur les constituants du Telepod ont été prises à partir des modélisations effectuées avec le logiciel EIME (CODDE). Le processus distribution du Telepod considère le transport du Telepod en avion, de l'usine d'assemblage jusqu'à Toronto, ainsi que l'emballage de protection lors du transport. Ensuite, il considère le transport du Telepod en camion jusqu'aux garages où ils sont installés. Les données de ce processus proviennent de la base de données Ecoinvent (Spielmann, *et al.* 2004). Le processus utilisation du Telepod tient compte de l'utilisation de carburant supplémentaire que doivent consommer les véhicules pour alimenter les Telepods. Cependant, aucune mesure ou estimation de l'augmentation de la consommation de carburant causée par le Telepod n'a pu être obtenue, alors ce processus a été négligé. Finalement, le processus fin de vie du Telepod considère le recyclage des composants recyclables et l'enfouissement des autres.

3.3.2.4 Systèmes informatiques et réseau de télécommunication pour le soutien du Telepod (S)

Les systèmes informatiques et les réseaux de télécommunication pour le soutien du Telepod se divisent en quatre processus : production des équipements réseaux, distribution des équipements réseaux, utilisation des équipements réseaux et fin de vie des équipements réseaux. Le processus production des équipements réseaux considère la production des écrans, des portables, des ordinateurs de table, des serveurs, des équipements réseaux, des imprimantes, des câbles réseaux et des infrastructures des centres d'analyses de données. Les données pour ce processus proviennent

d'informations de Bell Canada, du logiciel EIME (CODDE) et de la base de données Ecoinvent (Spielmann, *et al.* 2004). Le processus distribution des équipements réseaux considère le transport de tous les équipement réseaux en avion et en camion, et l'emballage, mais pas l'entreposage. Les données de ce processus proviennent de Ecoinvent (Spielmann, *et al.* 2004). Le processus utilisation des équipements réseaux considère l'énergie électrique consommée par tous les équipements réseaux. Les données utilisées dans ce processus proviennent de Ecoinvent (Spielmann, *et al.* 2004) et d'études effectuées sur des appareils réseaux (Socolof, *et al.* 2001; Tschudi, *et al.* 2004). Finalement, le processus fin de vie des équipements réseaux considère le recyclage des composants recyclables et l'enfouissement des autres. Les données proviennent de Ecoinvent (Spielmann, *et al.* 2004) et d'estimation sur les matériaux recyclable en électronique.

3.3.3 Évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod avec LUCAS

Dans le cadre de cette étude, la méthode canadienne d'évaluation des impacts (LUCAS) est utilisée pour calculer les impacts du cycle de vie du Telepod. L'utilisation de la méthode canadienne permet d'obtenir des résultats représentatifs pour la région dans laquelle le Telepod évolue. Le Telepod n'est utilisé que sur les véhicules de la flotte de Bell Canada qui est considérée comme étant strictement en fonction qu'au Canada. L'évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod est effectuée sur tous les impacts caractérisés par LUCAS à l'exception de l'utilisation des terres, présentement en développement. Pour consulter une liste complète des catégories d'impacts de LUCAS voir le Tableau 2.2 de la section 2.1.3.1.

Les résultats de l'évaluation des impacts sont présentés au CHAPITRE 5. Les résultats de l'évaluation des impacts sont divisés par catégorie parce que chaque indicateur de catégorie possède des unités différentes les unes des autres. De plus, pour chaque catégorie d'impact, les contributions aux indicateurs de catégorie des entrants et des

sortants sont présentées dans les mêmes graphiques. Cependant, pour déterminer l'influence des processus élémentaires sur les indicateurs de catégorie, il faut se référer aux résultats de l'évaluation des impacts calculés par le logiciel Simapro 7. Tous les résultats de l'évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod provenant de Simapro 7 sont présentés avec une troncature de 0,5% afin d'alléger la présentation des résultats en ne tenant compte que des entrants et des sortants ayant un impact important. Cela signifie pour chaque catégorie d'impact que toutes les substances ayant une valeur inférieure à 0,5% sont agrégées sous le nom « Substances restantes ».

3.3.4 Analyse de sensibilité de l'ACV du Telepod

L'analyse de sensibilité consiste à mesurer les variations dans les résultats suite à une modification des données ou des modèles utilisés dans l'inventaire ou dans les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie. Pour l'étude de cas du Telepod, la sensibilité est testée sur trois hypothèses et approximations qui ont été faites dans l'inventaire, afin de rencontrer les buts et les objectifs de l'ACV : le transport du Telepod par avion, la masse du circuit imprimé contenu dans le Telepod, et le facteur de réduction de la distance parcourue qu'entraîne l'utilisation du Telepod.

3.3.4.1 Transport du Telepod par avion

Le Telepod est fabriqué en Asie, mais le lieu exact de l'usine assemblant le Telepod est inconnu. Puisque l'Asie est relativement grande, il est difficile de déterminer avec précision la distance de transport du Telepod par avion. Pour transporter le Telepod jusqu'à Toronto, l'ACV du Telepod considère 1,396 tonnes km (tkm) par rapport au flux de référence pour une distance parcourue 14 400 km. L'analyse de sensibilité effectuée sur la distance parcourue en avion par le Telepod vise à augmenter cette distance de 20% pour obtenir 1,675 tkm ce qui représente une distance de 17 280 km. Une telle augmentation permet d'englober une bonne partie de l'Asie. Ensuite, les résultats de

l'ACV avec et sans l'augmentation de la distance de 20%, sont comparés en analysant la variation des résultats.

3.3.4.2 Masse du circuit imprimé

La masse du circuit imprimé utilisée dans l'ACV du Telepod est basée sur une estimation faite à partir de données fournies par Bell Canada puisqu'aucune étude en laboratoire n'a pu être effectuée sur le Telepod. La masse estimée du Telepod est de 400g pour le circuit imprimé, de 300g de plastique utilisé en électronique et de 300g d'acier utilisé en électronique. Les données d'inventaire sur les circuits imprimés proviennent du logiciel EIME (CODDE) et ont été développées dans le but de décrire un circuit imprimé moyen qui peut être utilisé à la fois pour décrire les composants électroniques du Telepod et du réseau de télécommunication de Bell Canada. Ainsi, elles ne décrivent pas les caractéristiques spécifiques du circuit intégré du Telepod. De plus, un bilan de matière effectué par François Charron-Doucet indique que les données provenant du logiciel EIME ne sont pas adéquates bien qu'elles soient les seules disponibles. L'analyse de sensibilité est effectuée sur le circuit imprimé puisque les impacts qu'ils causent représentent plus de 99% des impacts de la production du Telepod (voir section 5.2.3 et 5.2.5). Une réduction de 50% de la masse du circuit imprimé du Telepod, basée sur une comparaison du Telepod avec d'autres produits utilisant un processeur similaire, permet de s'assurer que le circuit imprimé est contenu dans l'intervalle entre 200g (50% du circuit imprimé) et 400g (100% du circuit imprimé). De plus, prendre une réduction aussi élevée que 50% et utiliser des données d'inventaire moyennes permet de considérer un éventuel changement de circuit imprimé qui pourrait survenir au cours d'une mise à niveau du circuit imprimé.

3.3.4.3 Facteur d'économie sur le kilométrage

Le facteur d'économie de kilométrage détermine la réduction en kilométrage qui est engendrée par l'utilisation du Telepod. Ce facteur estimé à 10% provient d'un document interne de Bell Canada (Bell 2003). Cependant, aucune indication sur la méthode de calcul de ce facteur n'est fournie dans ce document. François Charron-Doucet, estime l'incertitude de ce facteur à (10±5) %. L'analyse de sensibilité effectuée sur ce facteur mesure les modifications des résultats de l'ACV du Telepod pour une réduction du facteur d'économie de kilométrage de 5%. La réduction de 5% a été choisie en fonction de l'incertitude du facteur d'économie de kilométrage.

3.4 Comparaison des indicateurs de catégorie obtenus avec LUCAS avec et sans facteur effet/exposition et avec TRACI

Pour vérifier le comportement de l'ajout des facteurs d'effet et d'exposition aux facteurs caractérisation de LUCAS sur un cas réel, les résultats des indicateurs de catégories de trois méthodes seront comparés. Les méthodes comparés sont LUCAS avec les facteurs d'effet et d'exposition, LUCAS sans les facteurs d'effet et d'exposition et TRACI. Les trois méthodes seront comparées pour l'acidification aquatique et la formation d'ozone photochimique seulement. Pour comparer ces trois méthodes, il est d'abord nécessaire d'adapter les unités des indicateurs de catégorie pour qu'elles soient toutes les mêmes. Puisque les facteurs de caractérisation de LUCAS sont facilement adaptables, ils seront modifiés afin que leurs unités correspondent aux unités des facteurs de caractérisation de TRACI. Dans le cas de la catégorie d'impact de l'acidification aquatique, les unités des facteurs de caractérisation de TRACI sont des équivalents H^+ par kg de polluants émis et les unités de LUCAS sont en équivalent SO_2 par kg de polluants émis. Pour transformer les unités de LUCAS en équivalent H^+ par kg de polluants émis, il suffit de multiplier tous les facteurs de caractérisation de la catégorie d'impact acidification aquatique par le facteur de caractérisation du SO_2 avant qu'il soit mis en équivalent SO_2. Pour LUCAS avec et sans le facteur d'effet, les facteurs de caractérisation du SO_2 sont respectivement

20,36 équivalents H^+ par kg de polluants émis et 32,18 équivalents H^+ par kg de polluants émis. Dans le cas de la catégorie d'impact formation d'ozone photochimique, les facteurs de caractérisation de TRACI sont en équivalent NO_x tandis que les facteurs de caractérisation de LUCAS sont en équivalent éthylène. Cependant, il n'est pas intéressant de comparer les résultats obtenus avec plusieurs méthodes similaires comme LUCAS et TRACI lorsque les unités sont en équivalent. En effet, pour transformer les unités des facteurs de caractérisation d'une catégorie d'impact en équivalent, il faut diviser les facteurs de caractérisation de tous les polluants par le facteur de caractérisation d'une substance de référence (dans ce cas le NO_x) tel que montré à l'Équation 3.6. Pour la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique, les facteurs de devenir de LUCAS et TRACI sont basés, par hypothèse, sur les matrices émissions/réceptions (ASTRAP) du NO_x. Lorsque les facteurs de caractérisation de chacun des polluants sont divisés par le facteur de caractérisation du NO_x, le facteur de devenir étant le même pour tous les polluants, il se simplifie ne laissant que les autres facteurs. Pour les méthodes LUCAS et TRACI, il ne reste, après simplification, qu'un ratio des MIR. Ainsi, les résultats d'indicateur avec ces trois méthodes avec des unités en équivalent donnent les mêmes résultats puisque les MIR sont les mêmes d'une méthode à l'autre.

Équation 3.6 $$FC_{[\text{équivalent } NO_x]} = \frac{FC_p}{FC_{NO_x}} = \frac{FD_{LUCAS/TRACI} \times E \times MIR_p}{FD_{LUCAS/TRACI} \times E \times MIR_{NO_x}} = \frac{MIR_p}{MIR_{NO_x}}$$

$FC_{[\text{équivalent NOx}]}$ = Facteur de caractérisation exprimé en équivalent NO_x [éq $NO_x/kg_{émis}$].

FC_p = Facteur de caractérisation du polluant p [mole $O_3/kg_{émis}$].

FC_{NOx} = Facteur de caractérisation du NO_x [mole $O_3/kg_{émis}$].

$FD_{LUCAS/TRACI}$ = Facteur de devenir de LUCAS ou de TRACI selon le cas [$kg_{déposé}/kg_{émis}$].

MIR_p = MIR du polluant p [mole $O_3/kg_{déposé}$].

MIR_{NOx} = MIR du NO_x [mole $O_3/kg_{déposé}$].

E = Exposition humaine [sans unité].

Pour comparer les résultats entre diverses méthodes utilisant un modèle de caractérisation similaire, il faut mettre les facteurs de caractérisation en unités qui montrent la différence d'amplitude des résultats obtenus entre les méthodes. L'unité des facteurs de caractérisation utilisée pour comparer les résultats des indicateurs de catégorie de LUCAS et de TRACI est le nombre de moles de O_3 produit par l'émission d'un kg de polluants. Ainsi, les indicateurs de catégorie obtenus sont en moles de O_3 produits par les émissions des polluants. Dans le cas de LUCAS, pour obtenir les facteurs de caractérisation en moles de O_3 produits par l'émission d'un kg de polluant, il suffit de ne pas mettre les facteurs de caractérisation en équivalent. Dans le cas de TRACI, il est impossible d'obtenir les facteurs de caractérisation en moles de O_3 produits par l'émission d'un kg de polluants parce que les facteurs de caractérisation avant la mise en équivalence ne sont pas disponibles. Pour transformer les unités des facteurs de caractérisation de TRACI qui sont en équivalent NO_x en moles de O_3 produit par l'émission d'un kg de polluants, le facteur de caractérisation du NO_x en moles de O_3 produit par l'émission d'un kg de polluant de TRACI a été estimé en utilisant le même modèle de caractérisation que LUCAS sans exposition, mais en considérant toute

l'Amérique du Nord comme région de dépôts et les États-unis comme région d'émission. Ensuite, la nouvelle valeur du facteur de caractérisation du NO_x est multipliée avec tous les autres facteurs de caractérisation en équivalent NO_x.

Une fois que les facteurs de caractérisation de LUCAS ont les mêmes unités que les facteurs de caractérisation de TRACI, les indicateurs de catégorie utilisant ces nouvelles valeurs sont calculés avec Simapro 7. Ensuite, les indicateurs de catégorie sont présentés, à la section 5.4, à l'aide de graphiques illustrant les contributions des différents polluants.

CHAPITRE 4 : EVALUATING THE VARIABILITY OF AQUATIC ACIDIFICATION AND PHOTOCHEMICAL OZONE FORMATION CHARACTERIZATION FACTORS FOR CANADIAN EMISSIONS

4.1 Abstract

Background, Aims and Scope. The Canadian life cycle impact assessment method LUCAS proposes a characterization of the impact categories aquatic acidification and photochemical ozone formation using a resolution scale based on 15 terrestrial ecozones. Each ecozone represents areas of the country which can be easily identified by their general living (biotic) and non-living (abiotic) characteristics. The main purpose of this research is to improve the characterization models of both impact categories including regional exposure and effect factors, to investigate what is the best resolution scale between Canadian provinces or ecozones and to analyze the extent of the spatial variability.

Methods. A model framework accounting for variability in fate, exposure and effect factors has been elaborated. The same fate factor, based on ASTRAP matrices applies for both impact categories. For the aquatic acidification impact category, the fate factor also accounts for the fraction of the deposition transferred to the aquatic ecosystem. The exposure factor for this category is considered to be 1 and the effect factor is based on the critical load exceedance, where the potential impacts are only considered in provinces or ecozones where the critical load is exceeded. For the photochemical ozone formation impact category, the exposure factor is considered to be proportional to the population density in each province or ecozone and the effect factor is represented by the chemical reactivity estimated with the MIR model. The calculation of the new characterization factors using both a province-based and ecozone resolution scale was performed using a matrix which converts data from one resolution scale to another.

Results and Discussion. Results show that regionalization by province is preferable to regionalization by ecozone. It is more accurate in regards to atmospheric modeling and more representative of population distribution. Results with the inclusion of the effect and the exposure factor show that the spatial variability between provinces remains within a factor of 10 and 5 for aquatic acidification and photochemical ozone formation, respectively.

Conclusion and Recommendation. The spatial variability of characterization factors between provinces is in the same order of magnitude as the overall range between chemicals for aquatic acidification and much smaller for photochemical ozone formation. Hence, at this stage of knowledge, regionalization seems to be only relevant for aquatic acidification and not for photochemical ozone formation. Research must be pursued to integrate a better transport and deposition model with improved spatial capabilities and a successive modeling step properly describing the cause-effect chain up to the damage level such as the biotic environment and the human population.

Keywords: Characterization factor; life cycle impact assessment (LCIA); LUCAS; aquatic acidification; photochemical ozone formation

4.2 Introduction

For almost twenty years now, regional impacts such as aquatic acidification and photochemical ozone formation (POF) have been major environmental concerns in Canada. To address these issues, many initiatives and programs have been put forth which aim to reduce these impacts (Jeffries and Ouimet, 2004). The inclusion of these two impact categories in the Canadian Life Cycle Impact Assessment (LCIA) method LUCAS (Toffoletto et al., 2006) is therefore justified. Aquatic acidification is caused respectively by the emissions of Nitrogen Oxides (NO_X), Sulfur Oxides (SO_2) and POF isa caused by a photochemical reaction between NO_X and Volatile Organic Carbons (VOC) in the atmosphere (Edgar and Hammit, 2001;Labouze et al., 2004). These pollutants can travel many thousands kilometres and, depending on the emission

location; the overall effect of these pollutants on the environment can vary considerably. In LCIA, many research studies have already shown that the spatial differentiation and the resolution scale are important factors influencing the variability of the characterization factors (CFs). For example, the aquatic acidification CFs for Europe can vary up to 2 (Potting et al., 1998;Huijbregts et al., 2000;Seppälä et al., 2005;Seppälä et al., 2006) or 3.5 (Potting et al., 1998;Huijbregts et al., 2000;Seppälä et al., 2005;Seppälä et al., 2006) orders of magnitude depending on the emission location. . For the US, the aquatic acidification CFs varies by a 0.5 order of magnitude compared to the national average (Bare et al., 2002). In all these models, the spatial variation depends on the transport and distribution processes, linking the emission location to the deposition of acidifying substances, the level of exposure to the pollutant and the potential effect of all these factors on the ecosystem.

Two types of spatial resolutions are often used in LCIA: (1) based on political boundaries such as TRACI (Bare et al., 2002), EDIP 2003 (Hauschild and Potting, 2003) and CML (Guinée et al., 2001) and (2) based on region with specific ecological and/or geological characteristics such as the ecozones used in LUCAS (Toffoletto et al., 2006) or watersheds used in IMPACT 2002+(Jolliet et al., 2003;Pennington et al., 2005).

The European characterization models use atmospheric distribution and transport models with grid elements at a 150 km resolution scale such as RAINS or EMEP to calculate substance specific source to receptor transfer matrices. The US method TRACI uses the matrices given by an atmospheric transport model named ASTRAP (Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution). These matrices provide substance specific source to deposition factors between the American states and Canadian provinces.

LUCAS (Toffoletto et al., 2006) accounts for 15 terrestrial ecozones, each representing areas identified by their general living (biotic) and non-living (abiotic) characteristics. The characterization model for aquatic acidification accounts for, in addition to an

atmospheric transport and deposition model (ASTRAP), the potential of the pollutant to migrate towards water using a so-called vulnerability factor. The effect is currently measured as the capacity of the substance to release protons, without taking into account the sensitivity of the receiving area. For the photochemical ozone formation impact category, LUCAS characterization factors only integrate the transport of the pollutant and reactivity using MIR values. According to Hauschild et al. (2005), this impact category should also include a human exposure modeling step to increase the environmental relevance; because it covers more of the causality chain of human health. To overcome the current limitations in the LUCAS LCIA model, this paper aims to: 1) develop site dependent characterization factors for aquatic acidification and POF impact categories by considering Canadian specific environmental regional characteristics; 2) identify the appropriated spatial resolution and 3) analyze the extent of the spatial variability of fate, exposure and effect factors.

4.3 Methods

4.3.1 General framework

According to the general life cycle impact assessment framework proposed by the SETAC (Udo de Haes et al., 2002) the characterization factors - CFs (Impact/Mass) - for emission related impact categories are expressed as the product of a fate factor (FF), an exposure factor (XF) and an effect factor (EF), as per Equation 4.1:

Equation 4.1 $$[CF_{e,1}]=[FF_{e,r}] \times [XF_{r,x}] \times [EF_{x,1}]$$

Where, the fate factor $[FF_{e,r}]$ (kg_r /kg_e) is a matrix representing the distribution of the pollutant in the receiving compartment r per unitary emission in compartment e. The exposure factor $[XF_{r,x}]$ (kg_x/kg_r) relates the chemical amount in receiving compartment r

to the exposed compartment x that represents the exposed ecosystem or human population of region r. The exposure factor is a square matrix (x has the same value as r in terms of number of lines and columns). Finally, the effect factor $EF_{x,l}$ (Impact/kg_x) stops at midpoint (or problem) level and represents the relative reactivity of the substance impacting the ecosystem or population.

4.3.2 Regionalized fate factors calculation

For the two impact categories, the fate factor, $[FF_{e,r}]$ (kg_r/kg_e) is given by the product of the source-to-deposition matrix $[D_{e,r}]$, the area of the receiving regions A_r and an inter-media transfer factor f_r in regions r as per Equation 4.2:

Equation 4.2 $$\lfloor FF_{e,r} \rfloor = \lfloor D_{e,r} \rfloor \times \lfloor A_{r,r} \rfloor \times \lfloor f_{r,r} \rfloor$$

Where, $[D_{e,r}]$ ($kg_r/kg_e/km^2$) is the matrix of the annual weighted emission-to-deposition factor for a pollutant emitted in region e and deposited in region r, $[A_{r,r}]$ (km^2) is a diagonalized matrix of the areas for receiving regions r, and $[f_{r,r}]$ (dimensionless) is a diagonalized matrix of the inter-media transfer fraction in the receiving regions r accounting for the characteristics of the media and the pollutants. Tables 4.1 to 4.5 present the matrices used in Équation 4.2 to calculate the fate factor for aquatic acidification for Canadian provinces. The fate factor and emission/deposition matrix for photochemical ozone formation are presented in Appendix 1.

Tableau 4.1 : Fate factor matrix for aquatic acidification: $[FF_{e,r}]$ (kg_r /kg_e).

	Great Lakes (GL)	Alberta (AB)	British-Colombia (BC)	Manitoba (MB)	New-Brunswick (BR)	Newfound-land (NF)	Nova Scotia (NS)	Ontario (ON)	Prince Edward Island (PE)	Quebec (PQ)	Saskat-chewan (SK)
AB	1,6E-02	2,0E-01	2,5E-02	8,5E-02	1,0E-03	5,6E-03	6,3E-04	6,2E-02	6,6E-05	4,2E-02	1,9E-01
BC	8,2E-03	1,6E-01	1,7E-01	3,8E-02	5,1E-04	2,8E-03	3,1E-04	3,0E-02	3,2E-05	2,0E-02	7,1E-02
MB	2,9E-02	1,9E-02	6,1E-03	2,2E-01	2,4E-03	1,3E-02	1,5E-03	1,4E-01	1,5E-04	9,3E-02	8,9E-02
BR	2,2E-03	8,0E-05	1,4E-05	1,0E-03	6,0E-02	6,6E-02	4,2E-02	8,0E-03	4,7E-03	1,1E-01	3,4E-04
NF	8,4E-04	5,8E-05	1,1E-05	6,6E-04	2,1E-03	1,7E-01	2,3E-03	3,8E-03	2,5E-04	4,7E-02	2,2E-04
NS	1,3E-03	5,0E-05	7,7E-06	6,4E-04	7,1E-03	6,8E-02	3,3E-02	5,0E-03	1,2E-03	4,6E-02	2,1E-04
ON	8,1E-02	4,3E-04	6,9E-05	5,5E-03	9,8E-03	3,0E-02	5,8E-03	1,8E-01	5,7E-04	2,4E-01	1,8E-03
PE	1,5E-03	5,9E-05	1,2E-05	7,3E-04	1,3E-02	6,8E-02	6,1E-02	5,6E-03	1,4E-02	6,1E-02	2,4E-04
PQ	1,7E-02	2,7E-04	4,7E-05	3,5E-03	1,7E-02	4,2E-02	8,8E-03	7,3E-02	1,0E-03	4,4E-01	1,1E-03
SK	3,2E-02	3,1E-02	8,1E-03	1,2E-01	1,7E-03	8,0E-03	1,0E-03	1,0E-01	1,1E-04	6,1E-02	1,7E-01

Tableau 4.2 : Emission/deposition matrix used to calculate the fate factors for aquatic acidification: $[D_{e,r}]$ ($kg_r/kT_e/km^2$) (Shannon 1997).

	Great Lakes (GL)	Alberta (AB)	British-Colombia (BC)	Manitoba (MB)	New-Brunswick (BR)	Newfoundland (NF)	Nova Scotia (NS)	Ontario (ON)	Prince Edward Island (PE)	Quebec (PQ)	Saskat-chewan (SK)
AB	6,52E-04	4,69E-03	5,76E-04	1,83E-03	2,24E-04	1,72E-04	1,81E-04	8,36E-04	1,92E-04	3,47E-04	3,97E-03
BC	3,37E-04	3,67E-03	3,76E-03	8,31E-04	1,09E-04	8,40E-05	8,88E-05	4,07E-04	9,34E-05	1,70E-04	1,52E-03
MB	1,18E-03	4,60E-04	1,37E-04	4,78E-03	5,11E-04	3,88E-04	4,16E-04	1,91E-03	4,42E-04	7,74E-04	1,90E-03
BR	9,15E-05	1,89E-06	3,10E-07	2,19E-05	1,29E-02	2,00E-03	1,20E-02	1,08E-04	1,38E-02	9,09E-04	7,39E-06
NF	3,46E-05	1,37E-06	2,50E-07	1,43E-05	4,55E-04	5,18E-03	6,65E-04	5,11E-05	7,36E-04	3,89E-04	4,82E-06
NS	5,49E-05	1,17E-06	1,74E-07	1,39E-05	1,52E-03	2,07E-03	9,43E-03	6,71E-05	3,63E-03	3,85E-04	4,41E-06
ON	3,31E-03	1,01E-05	1,57E-06	1,18E-04	2,12E-03	9,02E-04	1,68E-03	2,38E-03	1,68E-03	1,98E-03	3,78E-05
PE	6,20E-05	1,39E-06	2,64E-07	1,59E-05	2,81E-03	2,08E-03	1,75E-02	7,56E-05	4,03E-02	5,08E-04	5,09E-06
PQ	6,93E-04	6,46E-06	1,07E-06	7,48E-05	3,71E-03	1,27E-03	2,53E-03	9,84E-04	2,92E-03	3,65E-03	2,40E-05
SK	1,29E-03	7,29E-04	1,83E-04	2,57E-03	3,71E-04	2,45E-04	3,00E-04	1,34E-03	3,10E-04	5,12E-04	3,56E-03

Tableau 4.3 : Matrix of the provinces area used to calculate the fate factors for aquatic acidification: $[A_{r,r}]$ (km^2) (Statistics Canada, 2005).

	Great Lakes (GL)	Alberta (AB)	British-Colombia (BC)	Manitoba (MB)	New-Brunswick (BR)	Newfound-land (NF)	Nova Scotia (NS)	Ontario (ON)	Prince Edward Island (PE)	Quebec (PQ)	Saskat-chewan (SK)
GL	2,4E+05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AB	0	6,6E+05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BC	0	0	9,5E+05	0	0	0	0	0	0	0	0
MB	0	0	0	6,1E+05	0	0	0	0	0	0	0
BR	0	0	0	0	7,3E+04	0	0	0	0	0	0
NF	0	0	0	0	0	4,0E+05	0	0	0	0	0
NS	0	0	0	0	0	0	5,6E+04	0	0	0	0
ON	0	0	0	0	0	0	0	9,9E+05	0	0	0
PE	0	0	0	0	0	0	0	0	5,7E+03	0	0
PQ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5E+06	0
SK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,4E+05

Tableau 4.4 : Intermedia transfer fraction matrix used to calculate the fate factors for aquatic acidification: $[f_{r,r}]$ (dimensionless).

	Great Lakes (GL)	Alberta (AB)	British-Colombia (BC)	Manitoba (MB)	New-Brunswick (BR)	Newfound-land (NF)	Nova Scotia (NS)	Ontario (ON)	Prince Edward Island (PE)	Quebec (PQ)	Saskat-chewan (SK)
GL	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AB	0	0,640714	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BC	0	0	0,465673	0	0	0	0	0	0	0	0
MB	0	0	0	0,756691	0	0	0	0	0	0	0
BR	0	0	0	0	0,63355	0	0	0	0	0	0
NF	0	0	0	0	0	0,819226	0	0	0	0	0
NS	0	0	0	0	0	0	0,619103	0	0	0	0
ON	0	0	0	0	0	0	0	0,754956	0	0	0
PE	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0
PQ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,795127	0
SK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,727023

Results of the ASTRAP model are aggregated by US states and by Canadian provinces. ASTRAP provides matrix distribution for SO_2 and NO_X for 10 Canadian provinces, for 48 American states and for great lakes. Canadian territories and Alaska are not included. Outputs from ASTRAP were used to assess the fate of contributing substances for acidification and photochemical ozone formation with a similar calculation procedure than that developed for TRACI. Since ASTRAP only provides the emission/deposition matrices for NO_X and SO_2, the fate of other contributing pollutants must be approximated based on these matrices. The same procedure was used as in the TRACI method (Norris, 2003), which consists in using NO_x emission/deposition matrices for all the pollutants containing nitrate and SO_2 emission/deposition matrices for all other pollutants. The fate factors are calculated for two types of Canadian regionalization scales: by provinces and by ecozones. Since ASTRAP matrices are only provided for a province resolution scale, they had to be modified to fit the ecozone resolution scale. A matrix composed of the shared area between provinces and ecozones was used for this purpose (see Appendix 2). Figure 4.1 shows the Canadian ecozones, provinces and the shared area.

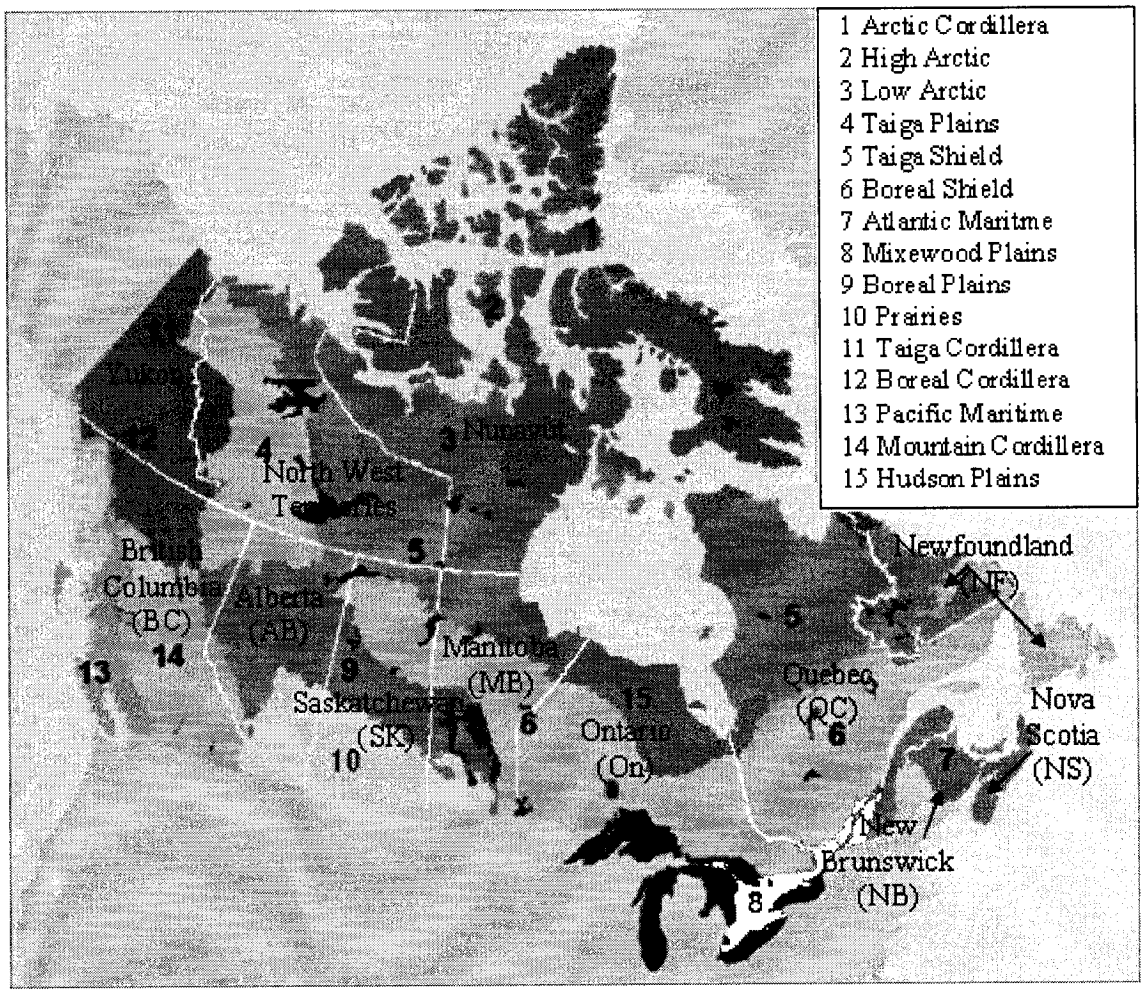


Figure 4.1 : Repartition of the Canadian provinces and ecozones through Canada, adapted from Natural Resources Canada (NRC 2006).

As suggested by Toffoletto et al. (2006), for aquatic acidification, a vulnerability factor is introduced accounting for the capacity of the soil to diffuse pollution to groundwater (Meinardi et al., 1994;Klepper et al., 1995). The intermedia transfer fraction soil-to-water is therefore obtained assuming that all the pollutant transferred to groundwater is eventually transferred to surface water, i.e. f_r being equal to the vulnerability factor. For POF, no intermedia transfer is needed, thus f_r equals 1.

4.3.3 Regionalized Exposure and Effect factor calculations

4.3.3.1 Aquatic acidification

According to the German federal environmental agency's (UBA, 1996) definition, the critical load is a quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur, according to present knowledge. The use of a sensitivity factor based on critical load to regionalize the effect of acidifying substances is common practice within LCIA (Huijbregts et al., 2000;Seppälä et al., 2006). It disregards the proportion of proton deposition that theoretically does not cause damage to the ecosystems. The proportion of harmful hydrogen ions exceeding the acidity critical load was used as a threshold as proposed by Huijbregts et al. (2000). The exposure and effect calculation were performed as shown in Equation 4.3.

Equation 4.3 $$[XF_{r,x}]\times[EF_{x,1}]=\underbrace{[I_{r,x}]}_{XF}\times\underbrace{[CL_{x,1}]\times H^{+}}_{EF}$$

Where $[XF_{r,x}]$ (kg_x/kg_r) is the exposure factor matrix, relating the chemical amount in the receiving compartment r (surface water) with the exposed compartment x that represents the exposed aquatic ecosystem of compartment r. It is assumed to be a unit matrix $I_{r,x}$, i.e. it is supposed that the aquatic ecosystem will be exposed to al the chemical reaching the receiving environment. $[EF_{x,1}]$ (mol H^+/kg_x) is a vector of the effect factor, quantifying the specific response to the pollutant exposure. It is expressed as the number of mol of H^+ released by kg of pollutant impacting the aquatic ecosystem. $[CL_{r,1}]$ (adimentional) is a vector where the elements are determined by a Heavyside step function of the critical load exceedance of the receiving compartment r: equals 1 when the critical load is exceeded and 0 when not. H^+ (mol H^+/kg_x) is a scalar that represents the proportion of protons released per kilogram of pollutant as described by (Norris, 2003). The values of Canadian critical loads for aquatic acidification and their degree of exceedance were

computed by Environment Canada using the model expert (Jeffries and Ouimet, 2004) and SSWC (Henriksen and Posch, 2001) under the assumption that a pH of 6 is an acceptable acidity level for the biota. The critical load exceedance is only available for provinces, thus the exposure is only calculated for the province resolution scale. Table 4.2 shows all the vectors used in Equation 4.3 to calculate the exposure and effect factors for aquatic acidification.

Table 4.5 : Vectors and data used to calculate the product of the exposure and the effect factor for aquatic acidification: $[XF_{r,x}]*[EF_{x,1}]$, $[CL_{r,x}]$ and H^+.

	$[XF_{r,x}]\times[EF_{x,1}]$ (mol H^+/kg_r)	$[CL_{r,x}]$ (dimensionless)	H^+ (mol H^+/kg_x)
Great Lakes	62,3	1	62,3
AB	0	0	62,3
BC	0	0	62,3
MB	0	0	62,3
BR	62,3	1	62,3
NF	62,3	1	62,3
NS	62,3	1	62,3
ON	62,3	1	62,3
PE	0	0	62,3
PQ	62,3	1	62,3
SK	0	0	62,3

4.3.3.2 Photochemical ozone formation

The photochemical ozone formation affects both the ecosystem and the human population. LUCAS currently uses the maximum incremental reactivity (MIR) model (Carter, 1994) to link pollutant concentration with ozone formation. The MIR model represents the maximum variation of ozone formation based on the variation of the concentration of reactive organic gas. This model was developed for the North American urban area. Therefore, it is only adapted to model the cause-effect chain for human population.

The effect factor (EF) is set as the MIR value of the substance for the moment because LUCAS is a midpoint method and does not evaluate damage to human health. Moreover, this choice is coherent with the future development of LUCAS to endpoint evaluation since the effect of ozone on human does not vary in space.

For the POF impact category, it was considered that there is no threshold exposure, i.e. no value that does no advert effects on human that could be use as a critical load. The severity of the ozone health damage on human depends on the concentration and the duration of the exposure (McDonnell et al., 1983).

The exposure and effect factors are calculated according to Equation 4.4:

Equation 4.4
$$[XF_{r,x}]\times[EF_{x,1}]=\underbrace{\left[\frac{T_{inh}}{H^{mix}}\right]\times\left[\left(\frac{P}{A}\right)_{r,x}\right]}_{XF}\times\underbrace{MIR\times[e_{x,1}]}_{EF}$$

Where $[XF_{r,x}]$ ($kg_x/kg_r/yr$) is the vector of the exposure factors, relating the chemical amount in the receiving compartment r with the amount x exposing the human

population every year in compartment r (or province). $[T_{inh}/H^{mix}]$ is a scalar representing the ratio between the volume of air annually inhaled by a person, T_{inh} (7300 m^3/yr/pers.), and the mixing height used to approximate the potential concentration of pollutant near the soil level in urban areas, H^{mix} (400 m from (Environnement Canada, 2005)). $[P_x/A_r]$ (pers/m^2.) is the population density matrix whose diagonal elements are the ratio between population P_r and Area A_r of each Canadian province (r). As the average mixing height and the inhalation rate are constant terms, the exposure factor for the same substance varies between different regions according to the population density alone. $[EF_{x,1}]$ (mole O_3/kg_x) is a vector of the effect factor, quantifying the relative amount of photochemical ozone formed to which population is exposed. It is expressed as moles of O_3 to which the population is exposed per kilogram of pollutant. MIR is a scalar value representing the maximum incremental reactivity of the substance (moles O_3 formed/kg VOC). $[e_{x,1}]$ is a vector of ones (1) used for mathematical purposes. The combination of the exposure factor with fate factor of Equation 4.2, results in an "intake fraction" of ozone. Table 4.3 shows all the vectors used in Equation 4.4 to calculate the exposure and effect factors for photochemical ozone formation.

Tableau 4.6 : Vectors and data used to calculate the product of the exposure and the effect factor for photochemical ozone formation: $[XF_{r,x}]*[EF_{x,I}]$, $[(P/A)_{r,x}]$ (Statistics Canada 2005), T_{inh}/H_{mix} (Horwat and Meyer 1998;Environnement Canada 2005) and MIR (Carter 1998).

	$[XF_{r,x}] \times [EF_{x,I}]$ (kg O_3/kg$_r$)	$[(P/A)_{r,x}]$ (inh/km^2)	T_{inh}/H_{mix} (m^2/yr/ inh)	MIR (kg O_3/kg$_r$)
AB	13,30	4,96	18,25	14,68
BC	12,04	4,49	18,25	14,68
MB	5,18	1,93	18,25	14,68
BR	27,48	10,25	18,25	14,68
NF	3,45	1,29	18,25	14,68
NS	44,61	16,65	18,25	14,68
ON	34,10	12,73	18,25	14,68
PE	64,88	24,21	18,25	14,68
PQ	13,52	5,04	18,25	14,68
SK	4,15	1,55	18,25	14,68

4.4 Results and Discussion

4.4.1 Fate Factor

Figures 4.2 and 4.3 show respectively the province's and ecozone's atmospheric deposition of nitrogen oxide for an emission from four different provinces and ecozones across Canada. Two observations can be made: (1) The deposition of pollutants is generally higher in regions where the pollutant is emitted and (2) the pollutants emitted

in the atmosphere generally travel with the West-East Canadian prevailing winds (Fisher et al., 2002) due to the earth rotation (Oja, 2004).

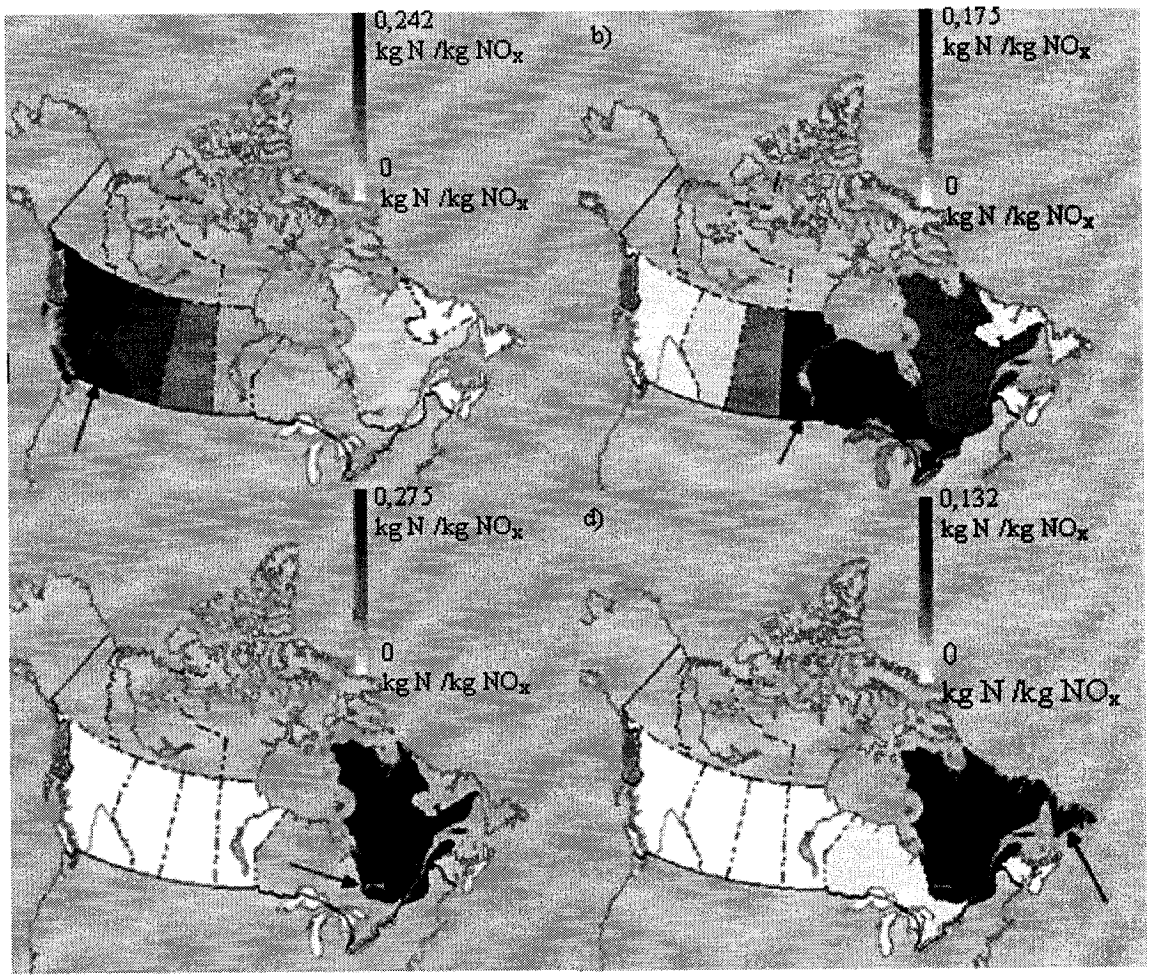


Figure 4.2 : Provincial atmospheric deposition ($D_{e,r}$) of nitrogen for an emission of one kilogram of nitrogen oxides in the provinces (shown by the arrow) of: a) British-Colombia, b) Manitoba, c) Quebec and d) New-found-land.

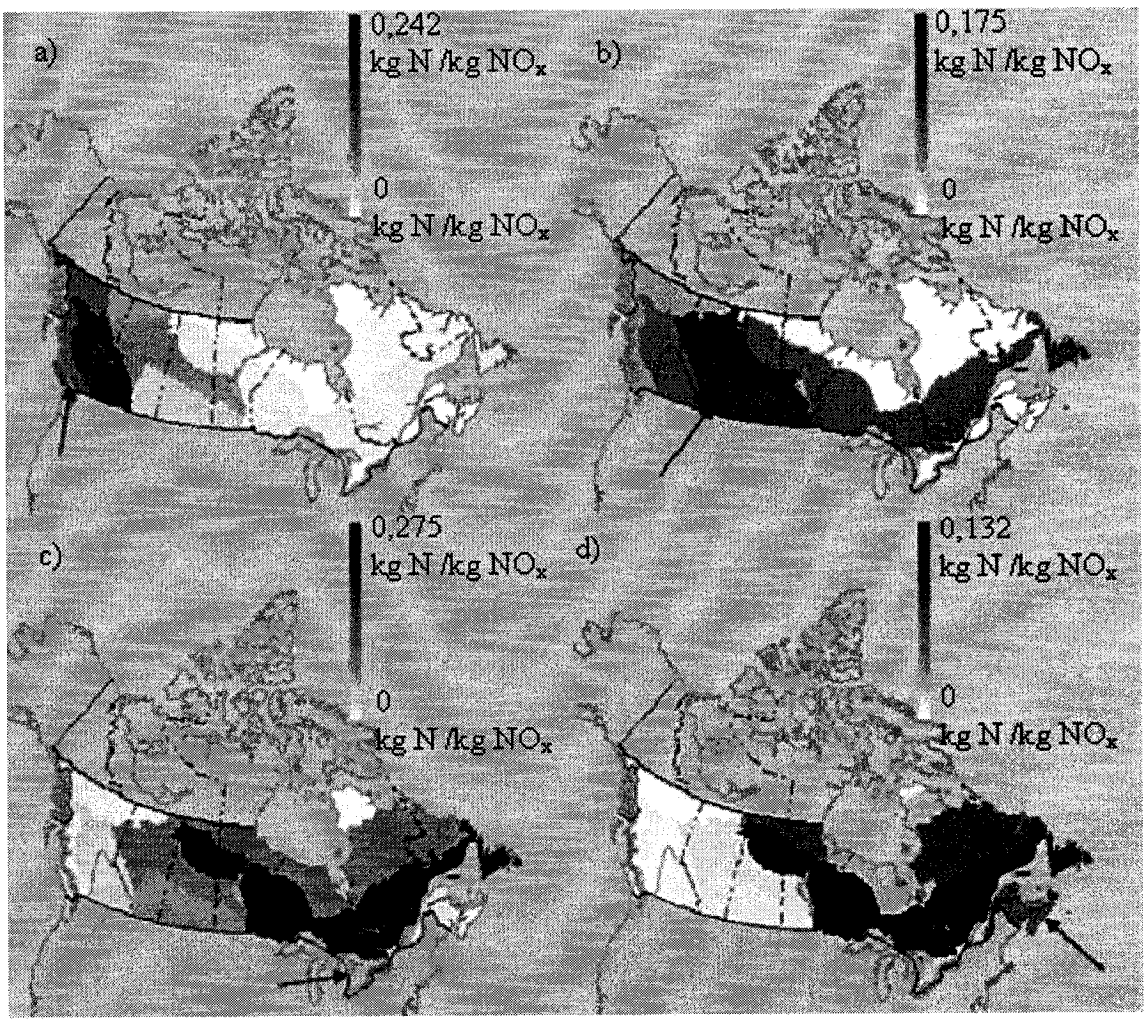


Figure 4.3 : Ecozone atmospheric deposition ($D_{e,r}$) of nitrogen for an emission of one kilogram of nitrogen oxide in the provinces (shown by the arrow) of: a) Pacific Maritimes, b) Prairies, c) Mixed Wood plains and d) Atlantic Maritimes.

Important differences are to be observed between Figures 4.2 and 4.3. Particularly, Figures 3c) and 3d) show that the nitrate deposition do not follow the Canadian West-East prevailing winds as in Figure 4.2, where provinces are used as spatial resolution. This is caused by a model artefact created when interpolating fate factors from provinces

to ecozone resolution. This interpolation has the effect of artificially averaging and diluting the original fate factors by province, mainly disposed in the North-South direction into ecozones disposed in a West-East direction. This is observed particularly for Northern Arctic (1), Atlantic Maritimes (7) and Hudson Plains (15) ecozones. Furthermore, the characterization factors of Nordic ecozones (Arctic Cordillera (1), Northern Arctic (2), Southern Arctic (3), Taiga Plains (4), Taiga Cordillera (11) and Boreal Cordillera (12)) are not representative because a significant portion of their areas are located in the Canadian territories which are not integrated in the atmospheric model ASTRAP. As an example, the area of ecozone 2 which is integrated in the ASTRAP model represents only 2% of the total area of the ecozone (Simard and Cameron, 2002). Defending the relevance of ecozone boundaries in the context of atmospheric modeling is therefore problematic and will no longer be used in this paper. The same phenomenon was observed by Pennington et al. when attempting to transform an air grid atmospheric model into watershed delimitations (Pennington et al. 2005). For aquatic acidification, the fate factor also includes the fraction of the atmospheric deposition that is deposited on surface water and that is transferred from soil to fresh water, f_r.

4.4.2 Combined Fate, Exposure and Effect Factor

4.4.2.1 Aquatic Acidification

Figure 4.4 compares CFs for aquatic acidification calculated with a constant effect factor over all Canadian provinces (as currently included in the LUCAS method) versus the CFs with the effect factor varying between different regions. In this Figure, only the SO_2 CFs are shown. The CFs of all other substances are proportional to the effect factor since they are all based on the same fate factor for SO_2 or NO_x. The comparison between the two histograms determines the importance of the regionalization of the effect factor. Results are presented for nine (9) Canadian provinces from West (left) to East (right) Canada. The variability of CFs with a constant effect factor depends on the fate factor only. The fate factor is higher for emissions taking place in the Western provinces (on the

left side of Figure 4.4), because the pollutants are transported and deposited East on other provinces following the prevailing winds.

The closer is the emission to the Atlantic, the higher the losses over the ocean, and therefore the smaller the fate factor. The highest CFs with regionalized effect are observed for emissions taking place in Ontario (ON) and Québec (QC) and become lower when moving from East and West for two different reasons. (1) From British Columbia (BC) to Manitoba (MB), despite a higher fate factor, the final CF result diminishes, because in several Western provinces the critical load is not exceeded (see CL factors in Equation 4.3). The effect factor influences the variability of the CFs from a factor of 2 (Manitoba, MB) to a factor of 10 (British Colombia, BC). (2) From Ontario to the Eastern provinces, the critical load is exceeded almost everywhere. The characterization factors, thus, are directly proportional to the fate factor.

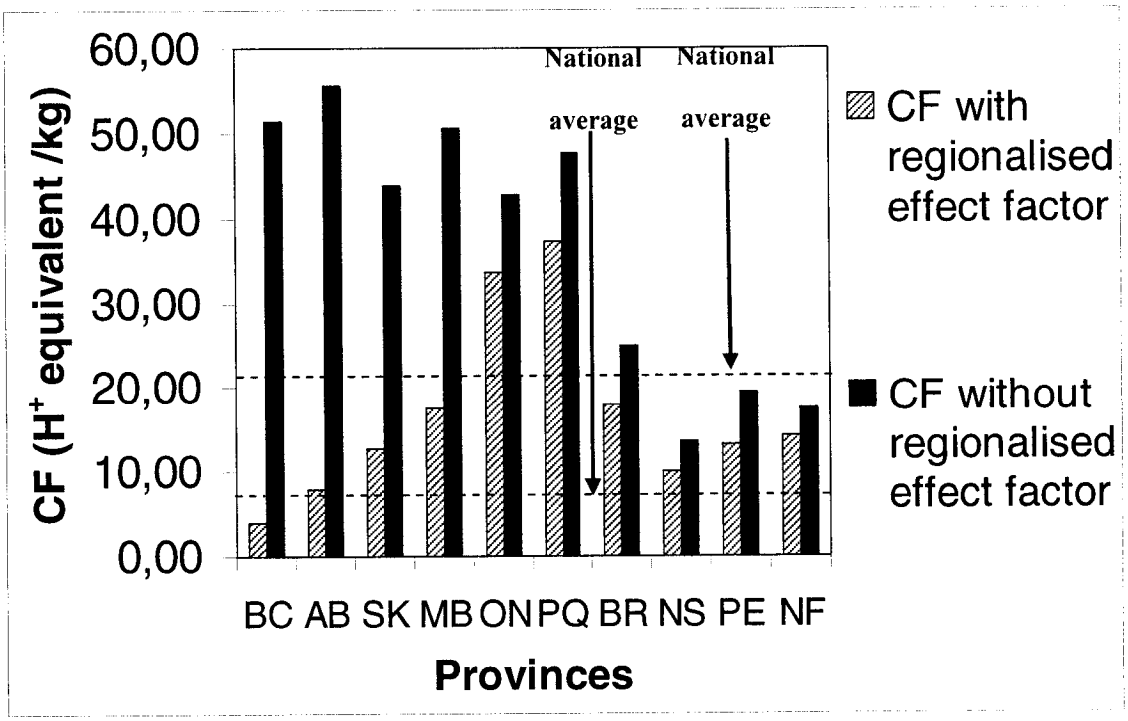


Figure 4.4 : Variation of the Fate factor (expressed as a Characterization factor without the effect factor) versus the characterization factor (including fate and effect) for sulphur dioxide (SO_2) emissions for the acidification impact category.

The characterization factors obtained using the regionalized effect factor tend to be lower in Western provinces compared to the national average, because most of the emitted pollutant will deposit in provinces where the critical loads are not exceeded. It would be interesting to use the long-term critical loads to take into account the long-term change in the critical load as proposed by Huijbregts et al. (2000). To calculate the long term critical load, it would be necessary to use a fate model that would consider the overall emissions of North America and calculate the level of deposition in each receiving environment. Huijbregts et al. (2000) considered in their model both the exceedance of the critical load and the rate at which the critical load fills up. To do so, they used a dose response function inversely proportional to the critical load.

The inclusion of an effect factor accounting only for the area exceeding the critical load could reduce the magnitude of the characterization factors up to 80% when assessing regional emissions in Canada. This concurs with results obtained in Europe (Huijbregts et al., 2000;Guinée et al., 2001) for which reductions up to 95% where observed.

The Canadian generic CFs, or national averages, for regionalized fate and effect can be calculated in two ways: by averaging the nine CFs of each province (so called multi-box model in Figure 4.4) and by multiplying averaged fate and averaged effect factors over Canada (so called single-box model in Figure 4.4), the difference between the results being a factor of 1.55 in the case of SO_2 emissions. In this paper, the multi-box average is used, because the authors believe that calculating the CFs for each province better reflects reality. The national averages retained in this paper are 20.4 and 32.2 H^+ equivalents for the NO_X and the SO_2 (or 0.68 and 1 SO_2 equivalent), respectively.

The variability of the CFs among the provinces compared to the national average gives an indication on the uncertainty of the generic characterization factor. The range in this paper is between 20% and 180% of the national average, which compares well with the results for US (Norris, 2003): between 20% and 160%. In the case of European methodologies, this variation is larger: from 10% to 400% of the national average for Heijungs et al. (1992), from 1% to 740% for Huijbregts et al. (2000), and from 2% to 620% for Seppälä et al (2006). The restricted spatial variability observed in Canada and in the US could be explained by the lower resolution of the fate model, compared to the ones used in Europe: ASTRAP provides results at the county and province level while the RAINS model provides results at a grid of 150 km resolution.

Furthermore, the variability in CF values introduced by regionalizing the effect factor (0.6 order of magnitude) is about the same than the variability observed between the CF of all the characterized substances (0.56 order of magnitude). The maximum, the

minimum and the standard deviation of characterization factors between substances are respectively 80 H^+ equivalents/kg, 14 H^+ equivalents/kg and 19 H^+ equivalents/kg. This situation shows that the regionalization of the effect factor is as important as the differentiation of substances.

4.4.2.2 Photochemical ozone formation

Figure 4.5 shows the variation of the POF ethylene CFs for the nine provinces of Canada. Only the ethylene CF is shown because all the pollutants use the same fate factor. The influence of the regionalization of the exposure factor is shown in Figure 4.5. The CFs without exposure, i.e. with exposure factor equals 1, as in the current version of LUCAS, are higher for emissions taking place in the Western provinces (on the left side of Figure 4.5), because of the East-West prevailing winds. The highest CF with exposure is associated to emissions taking place in Ontario, because of a relatively high fate factor and a high exposure factor, this latter driven by the higher population density in this province and along the corridor going from the Great Lakes through the St. Lawrence River. The CFs for the Atlantic provinces tend to decrease, because of a lower fate factor in spite of their higher population densities.

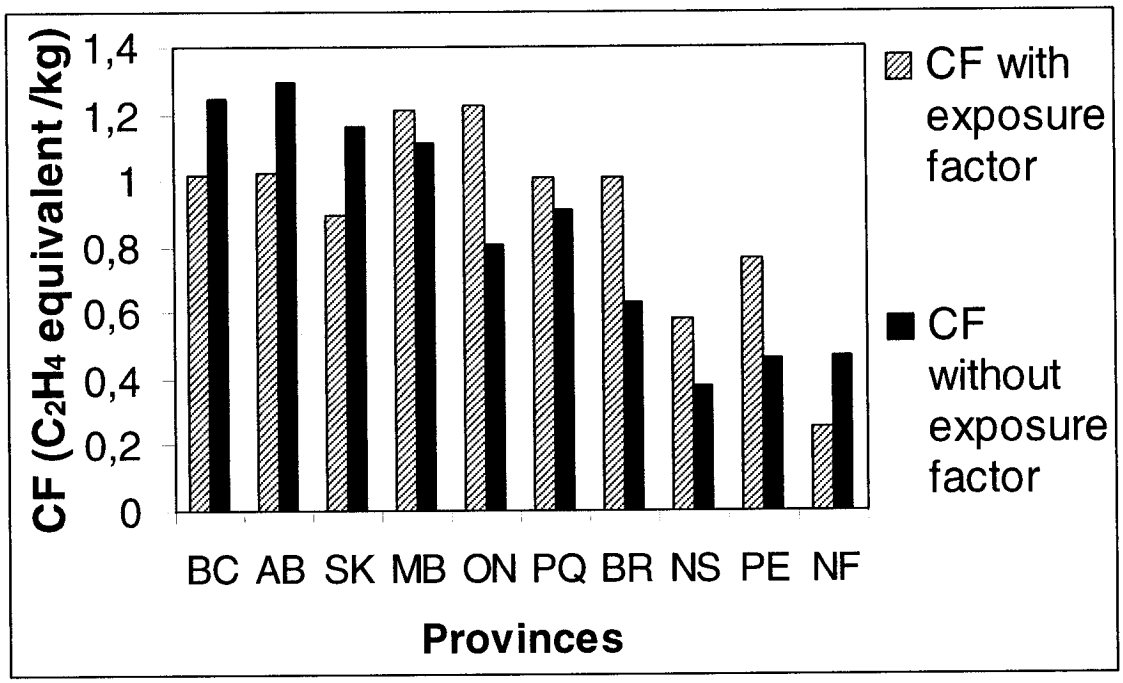


Figure 4.5 : Variation of the regional characterisation factors of Photochemical Ozone Formation expressed in kg ethylene (C_2H_4) equivalent plotted against the variation of the fate factor, expressed as a Characterization factor without the exposure factor.

The generic CFs are 1 and 1,02 kg-ethylene eq./kg for the multi-box model and the single-box model respectively. The spatial variability between CFs along the different provinces range from 25% to 120% when compared to the generic CF for the single-box model. This range is comparable to the one found using TRACI which ranges from 20% to 150% of the US average (Norris, 2003). The exposure factor contributes to the overall variability of the CFs up to 73%. Canada has a population density of 3.3 pers/km^2 comparatively to 31 pers/km^2 for the US and 118 pers/km^2 for European Union (CIA, 2004). The population densities can vary from less than 1 pers/km^2 in the countryside to more than 20 000 pers/km^2 in the big cities. Since the MIR is representative for conditions observed in urban areas (Carter, 1998), future work should focus on the use of a transport and deposition model with a higher resolution grid to target such high

populated urban areas. Averaging the fate factor and the population density over a whole province results in a serious limitation.

The CFs between all the photochemical ozone formation substances are included in a range of 4 orders of magnitude compared to a range of 0.5 order of magnitude for the CFs between regions. The maximum, the minimum and the standard deviation of CFs between substances are respectively 2.27 moles O_3/kg, 0,0001 mole O_3/kg and 0.4 mole O_3/kg. This situation shows that the regionalization of the effect factor would have a low impact on the results of a life cycle impact assessment compared to the differentiation between the different substances.

4.5 Conclusions

This paper generated characterization factors for aquatic acidification and photochemical ozone formation to evaluate Canadian life cycle impacts and analyze their variability for two regionalization scales. Our observations definitely discarded the choice of using ecozones as a basis for the regionalization and favoured, at this stage of knowledge, the regionalization by provinces; this latter being more accurate in respect to the atmospheric modeling and more representative for population distribution. The variability of the CFs between provinces provides a first estimation of the uncertainty when using a generic CF. We found it ranges between a factor of 10 and 5 for aquatic acidification and POF, respectively. This spatial variability is in the same range as the variation between the pollutants for aquatic acidification (factor of 9), but much smaller than the variation between pollutants in the case of photochemical ozone formation (factor of 5 over 4 orders of magnitude).

The inclusion of an effect factor based on the critical load exceedance enabled us to further discriminate the characterization factors for aquatic acidification (up to a factor of 10). The introduction of the exposure factor for POF resulted in a less significant variation, because of a too low modeling resolution capability of the fate model,

implying the need of averaging the population densities over the whole province. To improve this situation, the use of an atmospheric pollutant transport and deposition model with higher resolution, such as the European RAINS model (Labouze et al., 2004) is required to better discriminate between urban and rural areas and eventually between sensitive and non sensitive areas. In addition, to overcome the current limitation of not considering the full extent a chemical's distribution in the environment, the new model should also include the transport and the deposition of pollutant over the US.

Finally, both aquatic acidification and photochemical ozone formation impact categories are presently modelled in LUCAS as midpoint impact categories and do not account for a successive modeling step to the damage level such as the biotic environment and the human population. The inclusion of an exposure factor is a first step in this direction for POF, which should be pursued with a human dose-response assessment step. Similarly for aquatic acidification one should link the reactivity of the chemical in the receiving environment with an indicator at the damage level linked to the loss of biodiversity as suggested by Zelm et al (2006).

4.6 References

Bare, J. C., G. A. Norris, D. W. Pennington and T. McKone (2002): TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Other Environmental Impacts. Journal of Industrial Ecology **6**(3&4): 49-78

Carter, W. (1994): Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds. Journal of the Air and Waste Management Association **44**: 881-899

Carter, W. P. L. (1998): UPDATED MAXIMUM INCREMENTAL REACTIVITY SCALE FOR REGULATORY APPLICATIONS, Air Pollution Research Center and College of Engineering, enter for Environmental Research and Technology

CIA (2004). The World Factbook

Edgar, G. H. and J. Hammit (2001): A Decision-Analytic Framework for Impact Assessment, Part 2: Midpoints, Endpoints, and Criteria for Method Development. International Journal of Life Cycle Assessment **6**(5): 265-272

Environnement_Canada (2005): Air Quality Services. http://www.msc-smc.ec.gc.ca/aq_smog/qu/qu_e.cfm#mixinglayer

Fisher, A. L., M. C. Parsons, S. E. Roberts, P. J. Shea, F. I. Khan and T. Husain (2002): Long-term SO2 dispertion modeling over a coastal region. Environmental Technology **Vol. 24**: 399-409

Guinée, J. B., M. Gorree, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. Wegener Sleeswijk, H. A. Udo de Haes, J. A. de Bruijn and R. van Duin (2001): LCA in Perspective - Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standard, Centre for Environmental Science (CML), University of Leiden, Leiden, The Netherlands

Hauschild, M. and J. Potting (2003): Spatial differentiation in life cycle impact assessment The EDIP2003 methodology, Institute for Product Development Technical University of Denmark

Henriksen, A. and M. Posch (2001): Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. Water, Air, & Soil Pollution: Focus **1**(1-2): 375-398

Horwat, F. and J. P. Meyer (1998). Débit ventilatoire de travail: Elaboration et validation de méthodes indirectes d'évaluation au moyen de la fréquence cardiaque et de l'observation de l'activité. d. ergonomie, INRS. **16:** 8

Huijbregts, M. A. J., W. Schopp, E. Verkuijlen, R. Heijungs and L. Reijnders (2000): Spatially Explicit Characterization of Acidifying and Eutrophying Air Pollution in Life-Cycle Assessment. Journal of Industrial Ecology **4**(3): 75-92

Jeffries, D. S. and R. Ouimet (2004): Évaluation scientifique 2004 des dépôtss acides au Canada. http://www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/acid/assessment2004/assessment_2004_e.pdf

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

Klepper, O., A. H. W. Beusen and C. R. Meinardi (1995): Modeling the flow of nitrogen and phosphorus in Europe: from loads to coastal seas, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven

Labouze, E., C. Honoré, L. Moulay, B. Couffignal and M. Beekmann (2004): Photochemical Ozone Creation Potentials. A new set of characterization factors for different gas species on the scale of Western Europe. Internation Journal of Life Cycle Assessment **9**(3): 187-195

McDonnell, W., D. Horstman, M. Hazucha, E. J. Seal, E. Haak, S. Salaam and D. House (1983): Pulmonary effects of ozone exposure during exercise: dose-response characteristics. J Appl Physiol. **54**(5): 1345-1352

Meinardi, C. R., A. H. W. Beusen, O. Klepper and W. J. Willems (1994): Nitrate contamination of european soils and groundwater, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven

Norris, G. A. (2003): Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts: Methods for Acidification, Eutrophication, and Ozone Formation. Journal of Industrial Ecology **6**(3&4): 79-101

NRC (2006): Canadian wildland fire information system.

Oja, E. J. (2004): Project Atmosphere Canada: Module 14 / Acid Rain. http://www.msc-smc.ec.gc.ca/education/teachers_guides/module14_acid_rain_e.html?

Pennington, D. W., M. Margni, C. Amman and O. Jolliet (2005): Multimedia fate and human intake modeling: Spatial versus nonspatial Insights for chemical emissions in Western Europe. Environmental Science and Technology **39**(4): 1119-1128

Potting, J., W. Schöpp, K. Blok and M. Hauschild (1998): Site-Dependent Life-Cycle Impact Assessment. Journal of Industrial Ecology **2**(2): 63-87

Seppälä, J., M. Posch, M. Johansson and J.-P. Hettelingh (2005): Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. Internation Journal of Life Cycle Assessment **Online first**: 14

Seppälä, J., M. Posch, M. Johansson and J.-P. Hettelingh (2006a): Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. Internation Journal of Life Cycle Assessment **Online first**: 14

Seppälä, J., M. Posch, M. Johansson and J.-P. Hettelingh (2006b): Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. Internation Journal of Life Cycle Assessment **11**(6): 403-416

Shannon, J. D. (1997): Scales of sulfur concentrations and deposition from the perspective of the receptor. Atmospheric Environment **31**(23): 3933-3939

Simard, C. and M. Cameron (2002). L'activité humaine et l'environnement 2000. Statistique Canada, Ottawa

Statistics_Canada (2005): Statistiques démographiques. http://www.statcan.ca/Daily/Francais/051221/q051221e.htm

Toffoletto, L., V. Bécaert, R. Manneh, S. Fréchette-Marleau, M. Cadotte and L. Deschênes (2006a). Using TRACI or LUCAS in a Canadian LCA study - does it change the

final results? Comparison of two soil remediation strategies. Int J LCA, Polytechnique of Montréal

Toffoletto, L., V. Bécaert, R. Manneh, S. Fréchette-Marleau, M. Cadotte and L. Deschênes (2006b): Using TRACI or LUCAS in a Canadian LCA study - does it change the final results? Comparison of two soil remediation strategies. Int J LCA

UBA (1996). Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels / loads and geographical areas where they exceeded. Umweltbundesamt, Berlin

Udo de Haes, H., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Goedkoop, M. Hauschild, E. Hertwich, P. Hofstetter, W. Klöpffer, W. Krewitt, E. Lindeijer, R. Mueller-Wenk, S. Olson, D. Pennington, J. Potting and B. Steen (2002). Towards best available practice in Life Cycle Impact Assessment. SETAC Press, Pensacola, Florida, US.

Zelm, R. v. and M. Huijbregts (2006): Dynamic characterization factors for acidification based on the occurrence of plant species in European forests. In: Proceedings of theSETAC North America 27th Annual Meeting, 5-9 November. Montréal, Québec, Canada

4.7 Appendix

Appendix 1: Fate factor matrix for photochemical ozone formation: [$FF_{e,r}$] (kg_r /kg_e).

	Great Lakes (GL)	Alberta (AB)	British-Colombia (BC)	Manitoba (MB)	New-Brunswick (BR)	Newfound-land (NF)	Nova Scotia (NS)	Ontario (ON)	Prince Edward Island (PE)	Quebec (PQ)	Saskat-chewan (SK)
AB	6,5E-03	1,1E-03	2,3E-03	3,5E-05	1,4E-04	2,1E-05	1,9E-03	2,3E-06	1,1E-03	4,9E-03	6,5E-03
BC	4,6E-03	8,0E-03	1,1E-03	1,8E-05	7,6E-05	1,1E-05	9,0E-04	1,2E-06	5,9E-04	2,0E-03	4,6E-03
MB	3,5E-04	1,3E-04	5,7E-03	8,2E-05	3,0E-04	5,0E-05	5,1E-03	5,3E-06	2,4E-03	1,3E-03	3,5E-04
BR	1,9E-06	3,4E-07	2,5E-05	2,2E-03	1,5E-03	2,0E-03	2,3E-04	1,7E-04	2,6E-03	7,9E-06	1,9E-06
NF	1,7E-06	4,2E-07	2,1E-05	9,2E-05	4,3E-03	9,6E-05	1,3E-04	1,1E-05	1,8E-03	6,6E-06	1,7E-06
NS	1,1E-06	1,8E-07	1,6E-05	3,7E-04	1,5E-03	1,8E-03	1,5E-04	6,1E-05	1,3E-03	4,6E-06	1,1E-06
ON	9,6E-06	2,0E-06	1,3E-04	3,2E-04	6,4E-04	2,0E-04	4,8E-03	1,9E-05	5,0E-03	3,9E-05	9,6E-06
PE	1,3E-06	2,6E-07	1,9E-05	4,7E-04	1,7E-03	1,8E-03	1,7E-04	4,4E-04	1,7E-03	5,7E-06	1,3E-06
PQ	4,1E-06	8,4E-07	4,9E-05	8,7E-04	1,1E-03	4,2E-04	1,1E-03	4,4E-05	9,0E-03	1,6E-05	4,1E-06
SK	1,1E-03	3,6E-04	3,5E-03	5,5E-05	2,1E-04	3,3E-05	2,8E-03	3,6E-06	1,7E-03	6,4E-03	1,1E-03

Appendix 1 (suite): Emission/deposition matrix used to calculate the fate factors for photochemical ozone formation: $[D_{e,r}]$ ($kg_r/kT_e/km^2$) (Shannon 1997).

	Great Lakes (GL)	Alberta (AB)	British-Colombia (BC)	Manitoba (MB)	New-Brunswick (BR)	Newfound land (NF)	Nova Scotia (NS)	Ontario (ON)	Prince Edward Island (PE)	Quebec (PQ)	Saskat-chewan (SK)
AB	3,00E-01	3,58E-02	1,13E-01	1,47E-02	1,09E-02	1,16E-02	5,71E-02	1,22E-02	2,29E-02	2,32E-01	3,00E-01
BC	2,13E-01	2,55E-01	5,38E-02	7,56E-03	5,78E-03	6,15E-03	2,78E-02	6,46E-03	1,18E-02	9,35E-02	2,13E-01
MB	1,61E-02	4,18E-03	2,87E-01	3,42E-02	2,27E-02	2,69E-02	1,55E-01	2,81E-02	4,88E-02	6,31E-02	1,61E-02
BR	8,84E-05	1,10E-05	1,23E-03	9,33E-01	1,15E-01	1,07E+00	7,04E-03	9,22E-01	5,18E-02	3,77E-04	8,84E-05
NF	7,99E-05	1,35E-05	1,03E-03	3,83E-02	3,30E-01	5,19E-02	4,05E-03	6,04E-02	3,71E-02	3,14E-04	7,99E-05
NS	5,11E-05	5,64E-06	7,83E-04	1,54E-01	1,17E-01	9,53E-01	4,56E-03	3,27E-01	2,63E-02	2,20E-04	5,11E-05
ON	4,42E-04	6,25E-05	6,32E-03	1,34E-01	4,86E-02	1,07E-01	1,49E-01	1,03E-01	1,01E-01	1,83E-03	4,42E-04
PE	6,18E-05	8,26E-06	9,48E-04	1,93E-01	1,33E-01	9,94E-01	5,18E-03	2,35E+00	3,43E-02	2,68E-04	6,18E-05
PQ	1,90E-04	2,70E-05	2,46E-03	3,61E-01	8,31E-02	2,29E-01	3,45E-02	2,34E-01	1,82E-01	7,61E-04	1,90E-04
SK	5,18E-02	1,15E-02	1,75E-01	2,27E-02	1,57E-02	1,81E-02	8,69E-02	1,89E-02	3,35E-02	3,01E-01	5,18E-02

Appendix 2: Transfer matrices

	Great Lakes (GL)	Alberta (AB)	British-Colombia (BC)	Manitoba (MB)	New-Brunswick (BR)	Newfound land (NF)	Nova Scotia (NS)	Ontario (ON)	Prince Edward Island (PE)	Quebec (PQ)	Saskat-chewan (SK)
1	0%	0%	0%	0%	51%	0%	0%	0%	49%	0%	0%
2	0%	0%	4%	0%	0%	0%	0%	0%	96%	0%	0%
3	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	0%	0%
4	48%	52%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	48%
5	1%	0%	14%	0%	24%	0%	0%	0%	56%	5%	1%
6	0%	0%	13%	0%	8%	0%	34%	0%	35%	10%	0%
7	0%	0%	0%	36%	0%	27%	0%	3%	34%	0%	0%
8	0%	0%	0%	0%	0%	0%	85%	0%	15%	0%	0%
9	53%	5%	17%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	25%	53%
10	33%	0%	15%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	52%	33%
11	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
12	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
13	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
14	10%	90%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	10%
15	0%	0%	20%	0%	0%	0%	70%	0%	11%	0%	0%

CHAPITRE 5 : RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Ce chapitre présente les résultats de l'analyse d'impact de l'étude de cas du Telepod (section 5.1 et 5.2) dans le but d'utiliser cette étude pour tester les modèles de caractérisation qui ont été développés dans ce mémoire. La section 5.1 présente la répartition des impacts associés aux différents processus utilisés dans l'ACV Telepod. La section 5.2 porte sur les résultats détaillés de l'analyse d'impact de l'étude de cas du Telepod. La section 5.3 présente l'analyse de sensibilité des résultats de l'étude Telepod. Finalement, la section 5.4 porte sur la comparaison des indicateurs de catégorie obtenus avec la méthode LUCAS avec et sans l'utilisation des facteurs d'effet/exposition et avec la méthode TRACI dans l'étude de cas du Telepod. Dans cette dernière section, seulement les catégories d'impact acidification aquatique et formation d'ozone photochimique sont traitées.

5.1 Évaluation des impacts du cycle de vie de l'utilisation du Telepod sur la flotte de véhicules de Bell Canada

Dans cette section, les résultats de la caractérisation des impacts associés au cycle de vie du Telepod sont montrés sous la forme de la contribution de chacun des principaux processus à l'étude : l'utilisation du réseau de télécommunication, la fabrication du Telepod et l'utilisation et l'entretien des véhicules. De plus, les résultats normalisés avec la méthode Impact 2002+ sont aussi montrés pour des fins de comparaison entre les résultats des différentes catégories d'impacts.

5.1.1 Impacts globaux

La Figure 5.1 montre la distribution des impacts pour chacun des principaux processus de l'ACV du Telepod. Pour toutes les catégories globales d'impacts, tous les résultats des indicateurs de catégorie montre un gain environnemental engendré par l'utilisation du Telepod. Le processus ayant le plus d'impact sur les résultats est l'utilisation des véhicules caractérisé par la consommation de combustible fossile et le taux de renouvellement des véhicules.

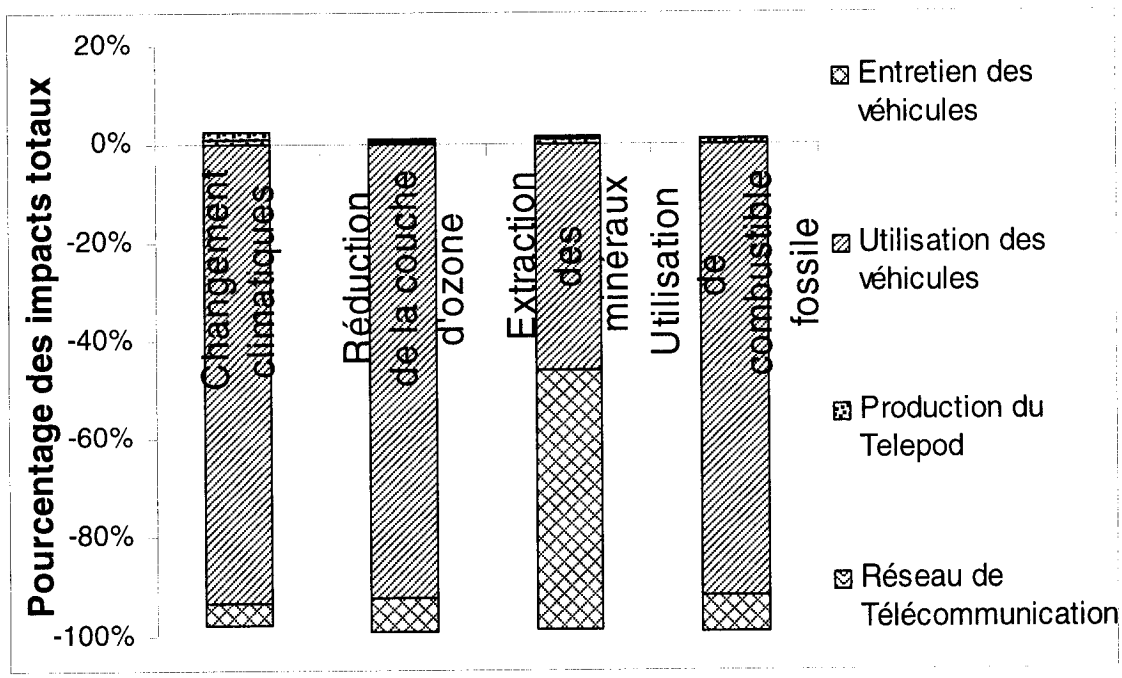


Figure 5.1 : Pourcentages des impacts totaux globaux associés à l'ACV Telepod normalisés sur une échelle de 100%.

La Figure 5.2 illustre les résultats normalisés des catégories d'impacts globales. La normalisation des résultats fait particulièrement ressortir le gain environnemental associé aux changements climatiques. En effet, le gain environnemental pour la catégorie d'impact des changements climatiques équivaut à une diminution des émissions des impacts associés à 120 européens pour une année comparativement à environ 20 européens par an pour l'utilisation des combustibles fossiles.

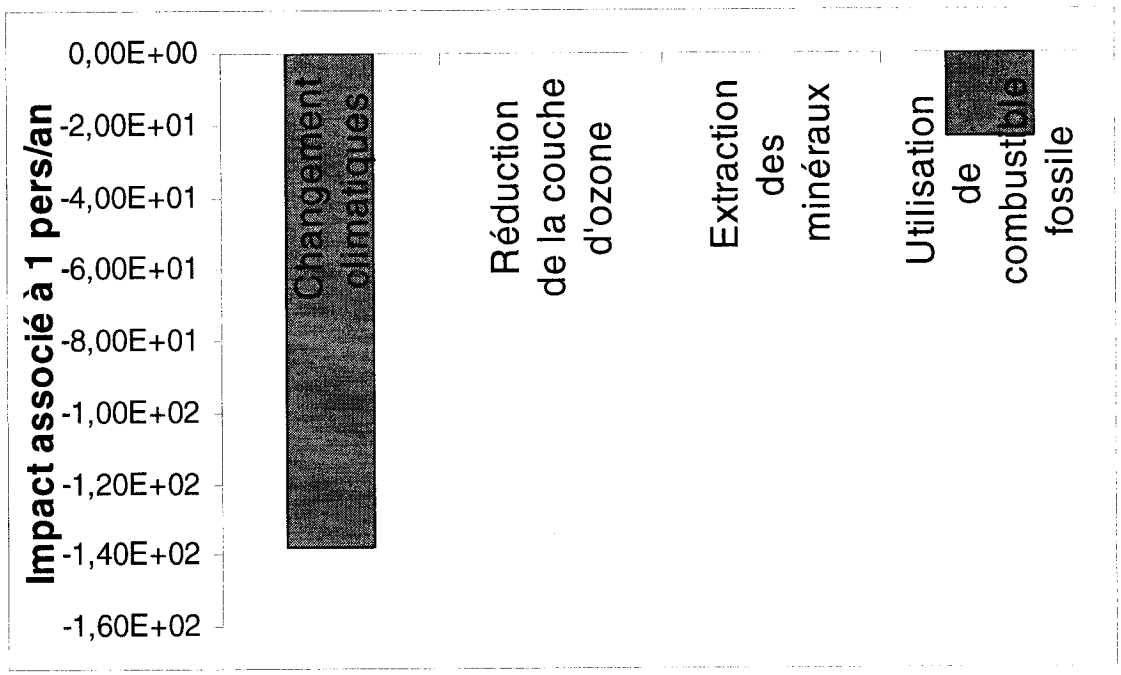


Figure 5.2 : Impacts totaux globaux normalisés associés à l'ACV Telepod.

5.1.2 Impacts régionaux

La Figure 5.3 montre la distribution des impacts pour chacun des principaux processus de l'ACV du Telepod. Dans le cas des impacts potentiels régionaux, un gain

environnemental est observé pour toutes les catégories à l'exception de l'eutrophisation aquatique, qui cause des impacts potentiels sur l'environnement. L'utilisation des véhicules est le processus qui a le plus d'influence sur les résultats pour les catégories d'impact ayant un gain environnemental. Pour la catégorie de l'eutrophisation aquatique, le processus le plus important est la fabrication du Telepod. Concernant les catégories régionales d'impacts, il a été impossible d'effectuer une normalisation parce que les facteurs de normalisation d'Impact 2002+ n'étaient pas compatibles avec les modèles de caractérisation des LUCAS.

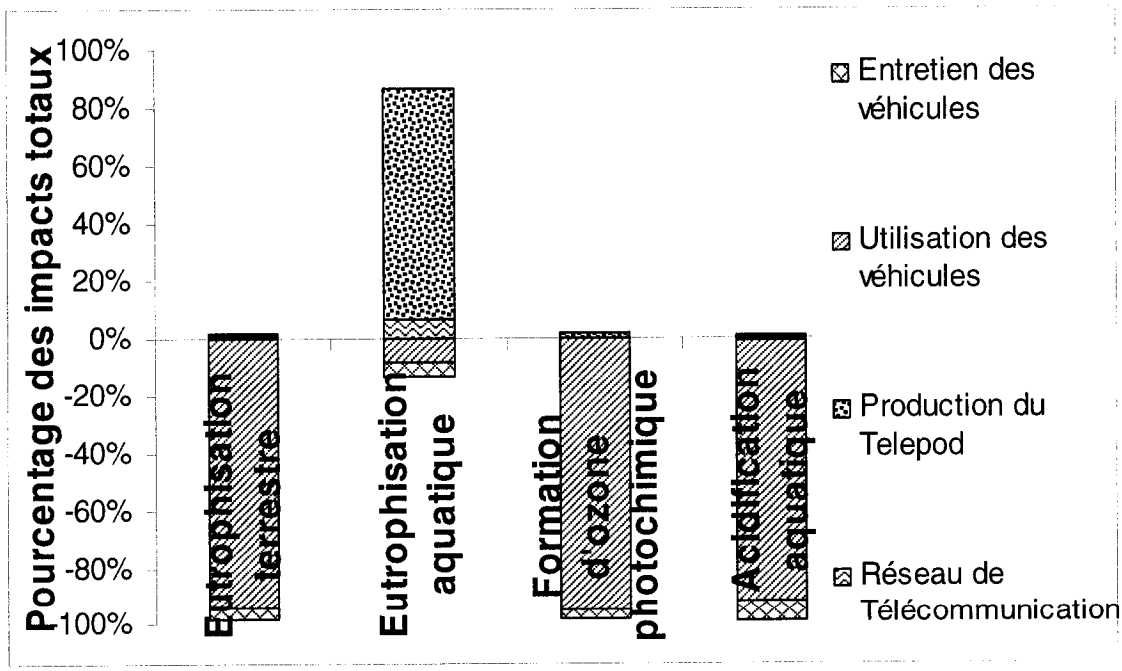


Figure 5.3 : Pourcentages des impacts totaux régionaux associés à l'ACV Telepod normalisés sur une échelle de 100%.

5.1.3 Impacts locaux

La Figure 5.4 montre la distribution des impacts pour chacun des principaux processus de l'ACV du Telepod. Dans le cas des impacts potentiels locaux, un gain environnemental est observé pour toutes les catégories d'impact à l'exception de l'écotoxicité aquatique. L'utilisation des véhicules est le processus qui a le plus d'influence sur les résultats pour les catégories d'impact ayant un gain environnemental. Pour la catégorie d'impact écotoxicité aquatique, les impacts proviennent majoritairement de la production du Telepod.

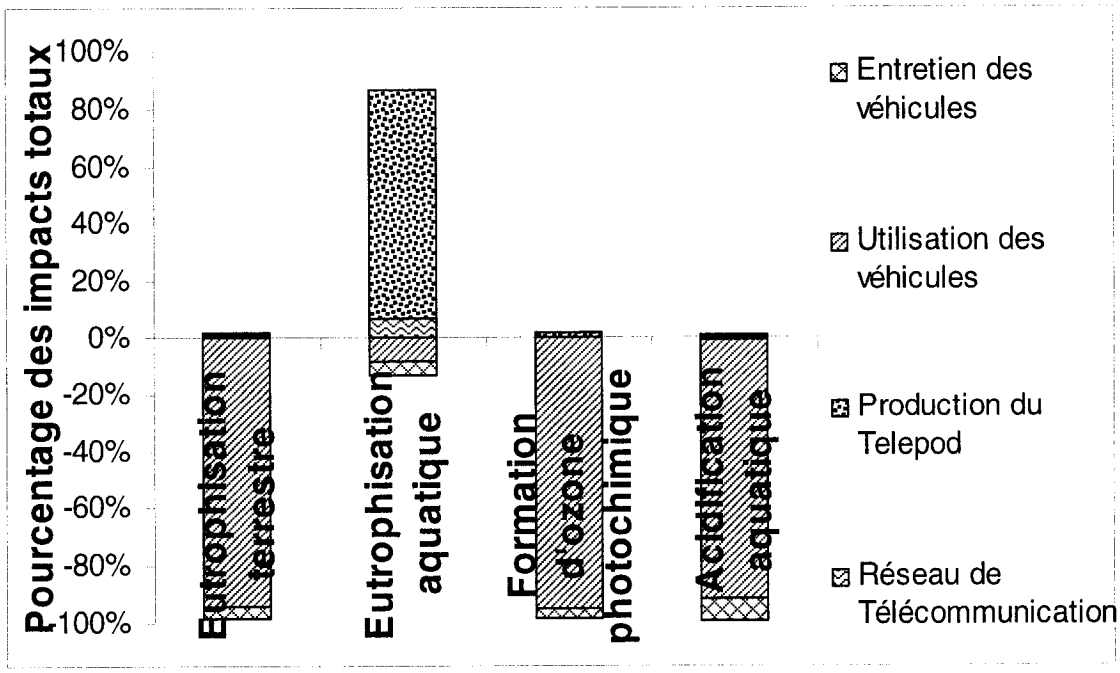


Figure 5.4 : Pourcentages des impacts totaux locaux associés à l'ACV Telepod normalisés sur une échelle de 100%.

La Figure 5.5 illustre les résultats normalisés des catégories d'impacts locales. La normalisation des résultats fait ressortir le gain environnemental associé à l'écotoxicité terrestre. En effet, les impacts causés par l'écotoxicité terrestre représentent une

diminution des émissions de polluants qui équivalent aux impacts associés à 1000 européens par année.

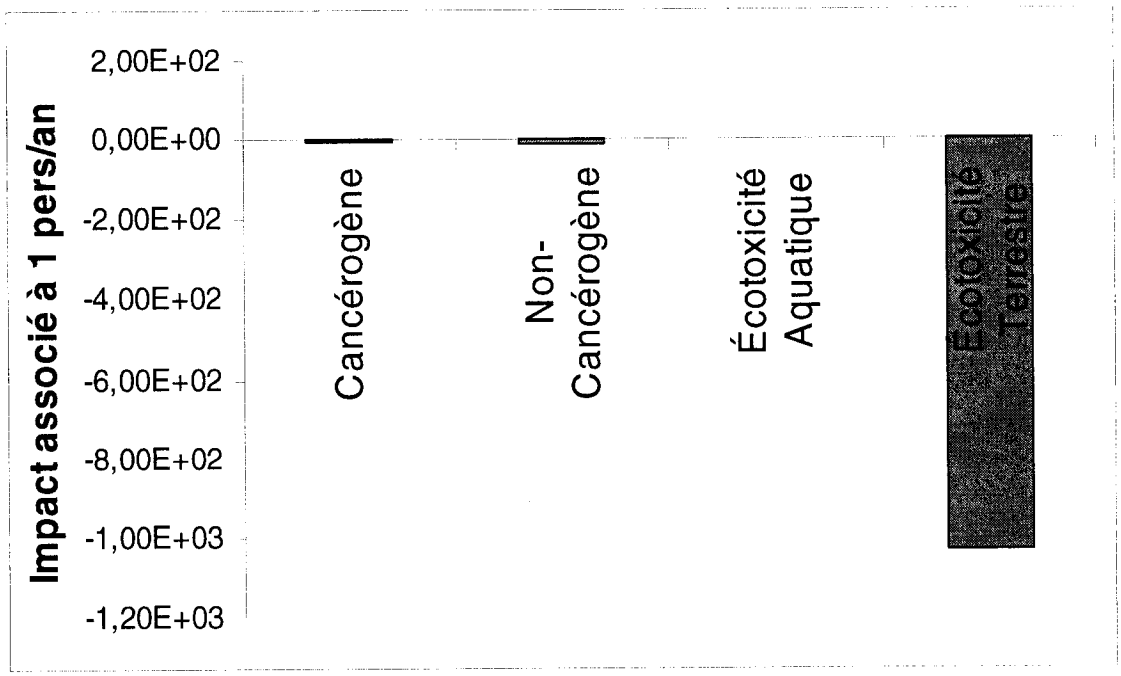


Figure 5.5 : Impacts totaux locaux normalisés associés à l'ACV Telepod.

5.2 Évaluation des impacts du cycle de vie détaillée l'ACV Telepod

Les sections 5.2.1 à 5.2.12 présentent les résultats de l'évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod en mettant l'accent sur les substances ayant un impact important sur chacune des douze catégories d'impacts de LUCAS. L'étude ACV du Telepod effectue la soustraction d'un premier scénario considérant la gestion de la flotte de véhicules de Bell Canada utilisant le Telepod d'un deuxième scénario considérant la gestion de la même flotte de véhicules n'utilisant pas le Telepod. Dans le premier scénario, l'utilisation et l'entretien des véhicules, la fabrication du Telepod et l'utilisation du réseau de télécommunication sont considérés, tandis que le second scénario ne considère que l'utilisation et l'entretien des véhicules. Cette soustraction de scénario a pour but de

déterminer l'amélioration apportée par l'utilisation du Telepod. Ainsi, dans toutes les catégories d'impacts la convention suivante est utilisée : les catégories d'impacts dont l'indicateur de catégorie ont une valeur positive sont considérées comme n'ayant potentiellement pas d'impact sur l'environnement, tandis que les catégories d'impacts dont l'indicateur de catégorie ont une valeur négative sont considérées comme un impact potentiellement évité sur l'environnement. Dans les sections suivantes, tous les résultats sont présentés avec une troncature de 0,5% afin d'alléger la présentation des résultats en ne tenant compte que des entrants et des sortants ayant un impact important sur les résultats. Cela signifie que toutes les substances ayant une contribution à l'indicateur de catégorie inférieure à 0,5% sont agrégées sous le nom « Substances restantes ». Pour ne pas alourdir les graphiques, les substances restantes seront incluses dans les graphiques seulement si elles sont visibles. De plus, les sections suivantes ne relatent que la contribution des processus élémentaires considérés comme les plus importants (plus de 10% de contribution aux indicateurs de catégorie). Afin de ne pas alourdir ce mémoire, tous les résultats numériques présentés dans les graphiques sont présentés dans l'annexe D présente sur le disque compact.

5.2.1 Acidification aquatique

La Figure 5.6 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de l'acidification aquatique. Pour cette catégorie d'impact, les principaux polluants sont l'ammoniaque (NH_3) et le dioxyde de soufre qui ensemble représentent 2443 kg_{eq} de SO_2 évités, soit 98% de la valeur de l'indicateur de catégorie en ne considérant que les processus d'utilisation des véhicules et d'entretien des véhicules. Pour le processus d'utilisation des véhicules, les émissions de NH_3 et de SO_2 proviennent de la combustion du carburant dans les véhicules. Les opérations d'entretien des véhicules et la production de pneus représentent respectivement 24% et 56% des émissions de SO_2.

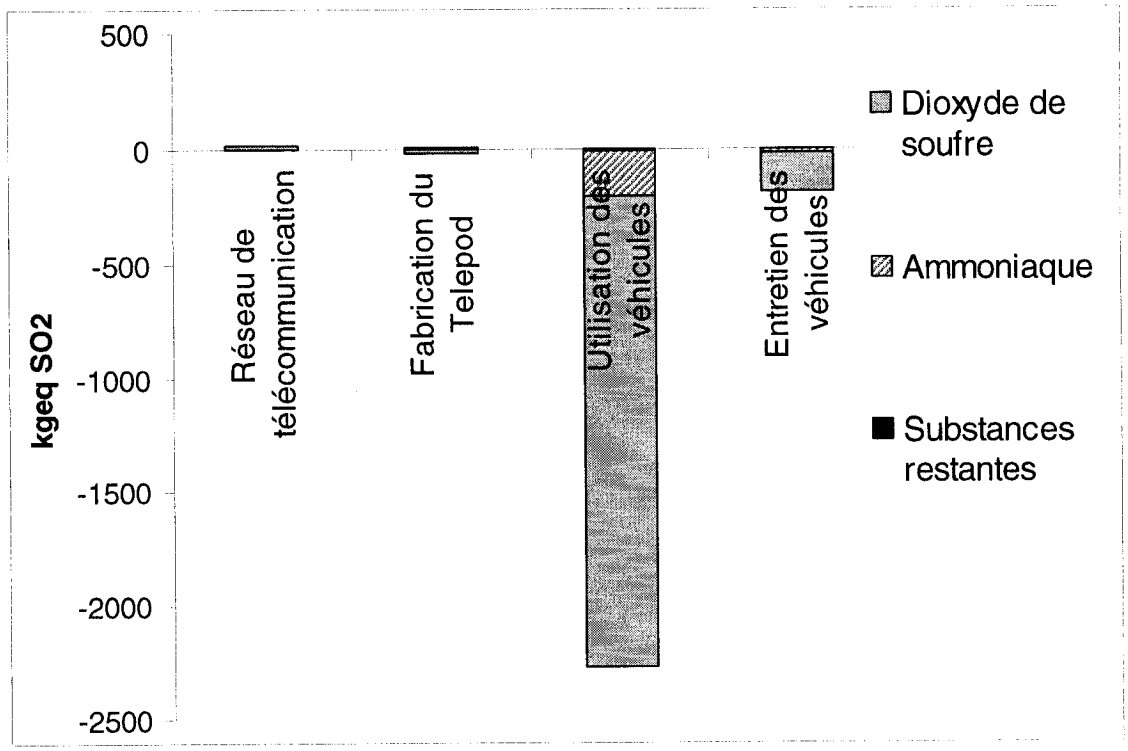


Figure 5.6 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'acidification aquatique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.2 Utilisation de combustible fossile

La Figure 5.7 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact d'utilisation de combustible fossile. Dans cette catégorie d'impact l'utilisation du pétrole brut et du gaz naturel se retrouve respectivement à 99% et 98% dans les processus d'utilisation et d'entretien des véhicules. Pour le processus d'utilisation des véhicules, l'utilisation du pétrole brut et du gaz naturel provient respectivement à 99% et à 83% de la production de pétrole nécessaire à la fabrication du combustible utilisé dans les véhicules. De plus, 15% de l'utilisation du gaz naturel provient de la production des véhicules. Pour le processus d'entretien des véhicules, 65% du pétrole brut provient des pneus utilisés sur les véhicules, 23% de l'entretien

général et 47% de l'infrastructure des garages. De plus, 54% de l'utilisation du gaz naturel provient de la fabrication des pneus utilisés sur les véhicules, 41% de l'entretien général des véhicules et 46% de l'infrastructure des garages.

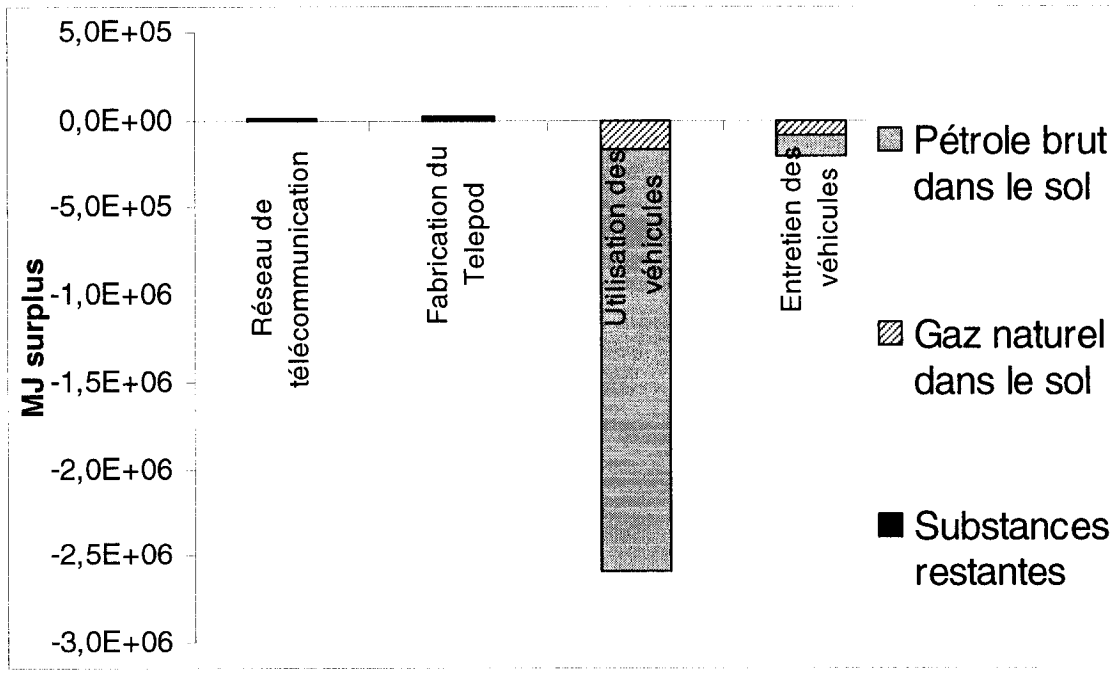


Figure 5.7 : Contribution de l'utilisation des divers combustibles fossiles à l'indicateur de catégorie d'utilisation de combustible fossile pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.3 Écotoxicité aquatique

La Figure 5.8 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de l'écotoxicité aquatique. Les émissions d'ions de cuivre causent 92% des impacts écotoxiques, tandis que le cuivre et le zinc ensemble causent environ 8% des impacts. Les impacts écotoxiques sont causés à 7% dans le processus d'utilisation du réseau de télécommunication, à 78% dans le processus de production des Telepod et à 14% dans le processus d'utilisation des véhicules. Les impacts potentiels

des émissions d'ions de cuivre associés à la fabrication du Telepod sont causés à 99,3% par la fabrication du circuit imprimé utilisé dans le Telepod. Dans le processus d'utilisation des véhicules, les polluants sont émis à 79% lors de la disposition des véhicules. Dans le processus du réseau de télécommunication, les polluants sont émis à 96% lors de la fabrication de composantes électroniques telle que la production des serveurs, des équipements réseaux, des ordinateurs de table et les écrans.

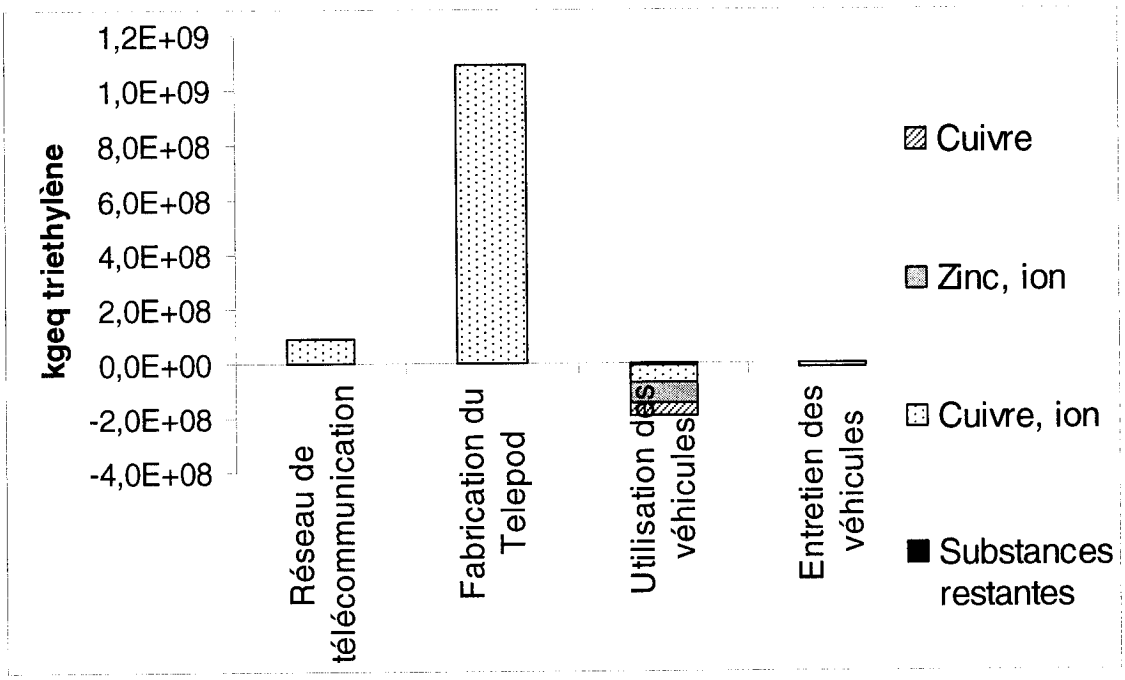


Figure 5.8 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'écotoxicité aquatique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.4 Écotoxicité terrestre

La Figure 5.9 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de l'écotoxicité terrestre. Dans cette catégorie d'impact, les polluants les plus importants sont l'aluminium, le cuivre et le zinc représentant respectivement 31%, 39% et 23% des impacts potentiels sur l'écotoxicité terrestre. Les

impacts de l'aluminium, du cuivre et du zinc sont évités avec l'utilisation du Telepod. La majorité des impacts potentiels sont causés à 92% par les processus d'utilisation des véhicules et à 5% par les processus d'entretien des véhicules. Dans le processus d'utilisation des véhicules, 89% des impacts proviennent du déplacement des véhicules en fonction.

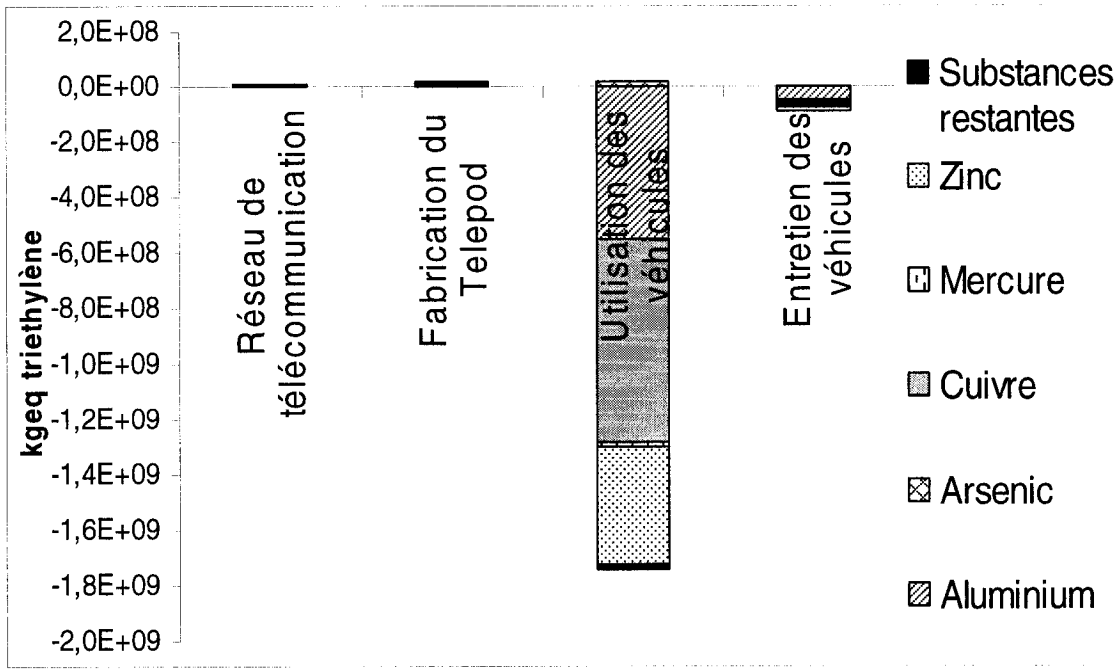


Figure 5.9 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'écotoxicité terrestre pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.5 Eutrophisation aquatique

La Figure 5.10 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de l'eutrophisation aquatique. Dans cette catégorie d'impact, l'indicateur de catégorie provient principalement de l'émission du phosphore par les processus du réseau de télécommunication (7%) et de la fabrication du Telepod (80%). Dans ces deux processus, 99,99% des émissions de phosphore proviennent de la

production des circuits imprimés et des convertisseurs de courant électrique. Il est aussi à noter que les convertisseurs de courant comportent aussi des circuits imprimés.

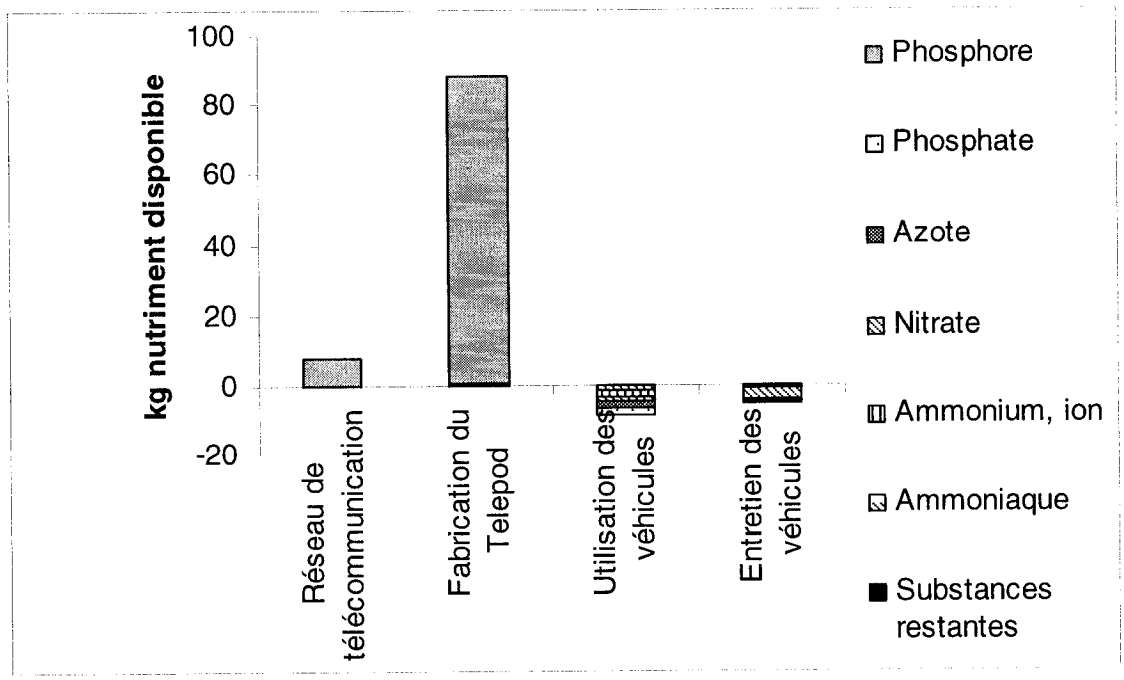


Figure 5.10 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'eutrophisation aquatique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.6 Eutrophisation terrestre

La Figure 5.11 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de l'eutrophisation terrestre. Dans cette catégorie d'impact, les substances influençant le plus les indicateurs de catégorie sont les oxydes d'azote (91%) et l'ammoniaque (8%). Pour les processus d'utilisation des véhicules, 97% de l'indicateur de catégorie provient de la combustion des carburants dans les véhicules, tandis que pour l'entretien des véhicules, 66% de l'indicateur de catégorie provient de la production de pneus et 18% des opérations d'entretien des véhicules.

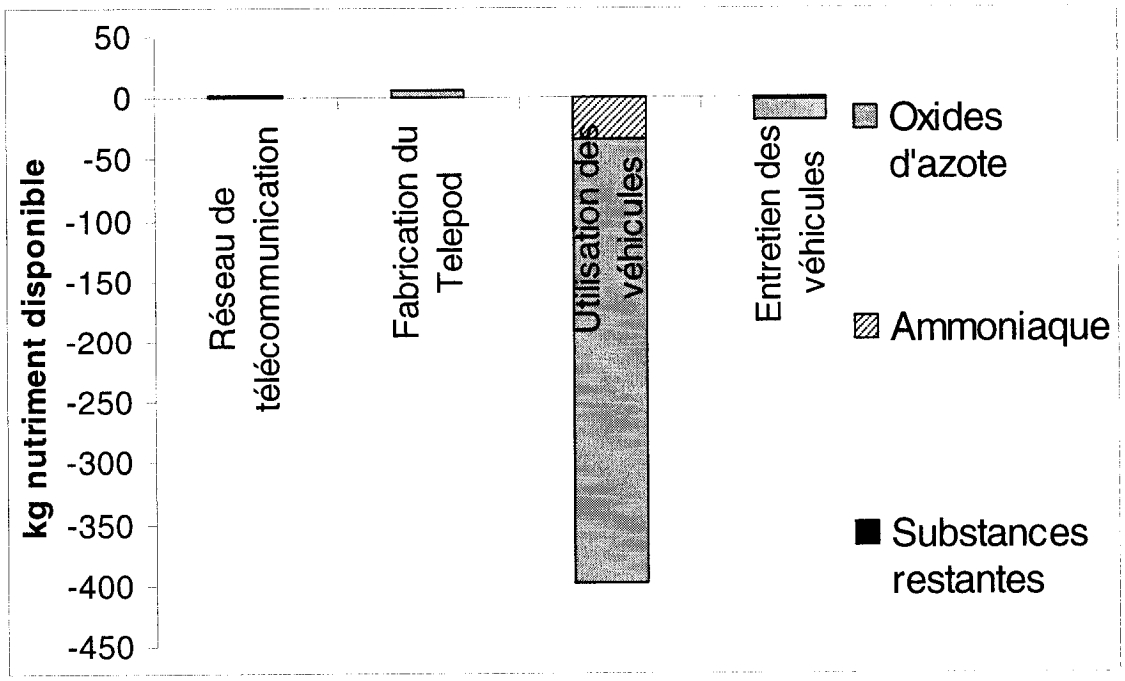


Figure 5.11 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de l'eutrophisation terrestre pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.7 Extraction des minéraux

La Figure 5.12 illustre les contributions des divers minéraux extraits à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de l'extraction des minéraux. Dans cette catégorie d'impact, l'extraction de l'aluminium, du cuivre, du fer, du plomb, du molybdène, du nickel, de l'étain et du zinc représente respectivement 4%, 15%, 2%, 30%, 8%, 26%, 10% et 6% de l'indicateur de catégorie. La distribution de ces émissions entre les divers processus est illustrée dans le Tableau 5.1. Dans le processus d'utilisation des véhicules, 56% des impacts proviennent de la production du carburant, 37% de la disposition des véhicules et 7% de l'utilisation directe des véhicules. Le Tableau 5.2 montre la

distribution des différents minéraux extraits en fonction des divers processus de l'entretien des véhicules.

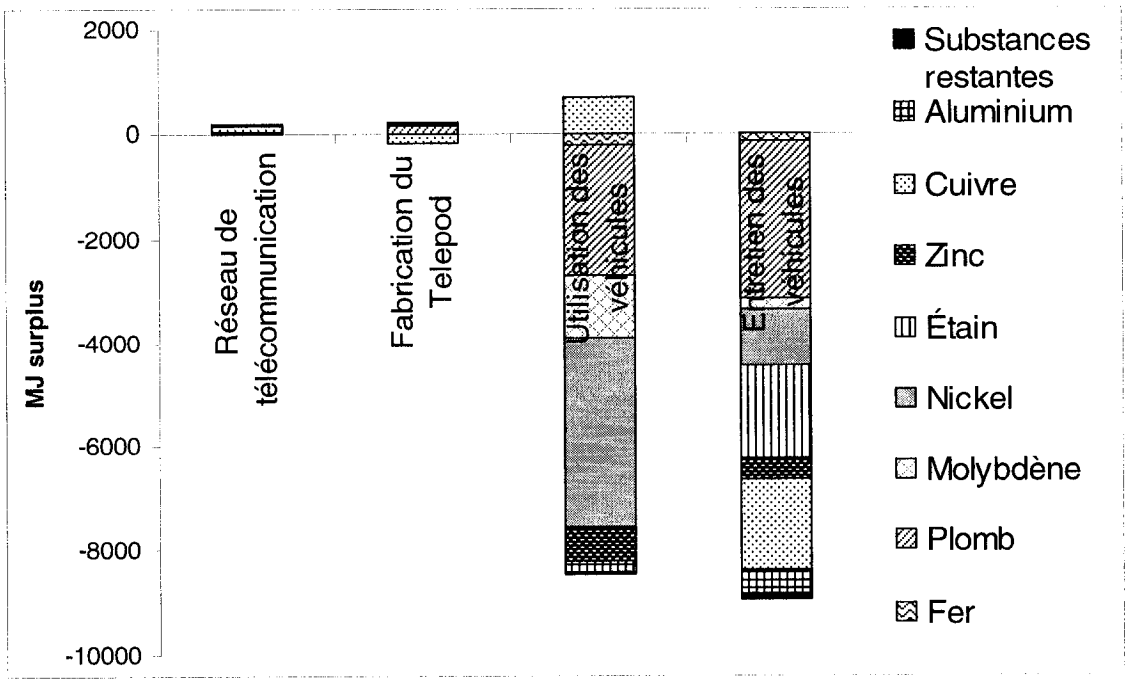


Figure 5.12 : Contribution des divers minéraux extraits à l'indicateur de catégorie de l'eutrophisation terrestre pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

Tableau 5.1 : Distribution des minéraux extraits entre les divers processus.

	Réseau de télécommunication	Fabrication du Telepod	Utilisation des véhicules	Entretien des véhicules
Substances restantes	1%	9%	28%	62%
Aluminium	1%	3%	32%	64%
Cuivre	4%	6%	26%	64%
Fer	0%	1%	59%	39%
Plomb	0%	2%	44%	53%
Molybdène	0%	1%	82%	16%
Nickel	1%	1%	76%	23%
Étain	1%	0%	2%	98%
Zinc	0%	3%	58%	39%

Tableau 5.2 : Distribution des minéraux extraits entre les processus de l'entretien des véhicules.

	Production d'essuie glaces	Production de plaques de freins	Production de filtre à huile	Production de pneus	Production de batteries	Opérations d'entretien	Infrastructures des garages
Substances restantes	8%	4%	27%	10%	38%	8%	5%
Aluminium	0%	0%	27%	4%	0%	1%	12%
Cuivre	0%	19%	10%	12%	0%	57%	1%
Fer	1%	3%	1%	78%	0%	6%	10%
Plomb	0%	0%	0%	2%	42%	1%	0%
Molybdène	0%	74%	0%	10%	0%	12%	2%
Nickel	1%	3%	1%	70%	0%	13%	7%
Étain	0%	21%	19%	0%	60%	0%	0%
Zinc	29%	23%	11%	17%	0%	0%	20%

5.2.8 Déplétion de la couche d'ozone

La Figure 5.13 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de la déplétion de la couche d'ozone. Dans cette catégorie d'impact, le polluant halon 1301 représente 96% de l'indicateur de catégorie et est distribué entre les processus d'utilisation (94%) et d'entretien des véhicules (6%). Dans le processus d'utilisation des véhicules 99,2% des impacts proviennent de la production du carburant utilisé dans les véhicules. Pour le processus d'entretien des véhicules, le halon 1301 est émis à 64% par la fabrication des pneus des véhicules et à 25% par les opérations d'entretien.

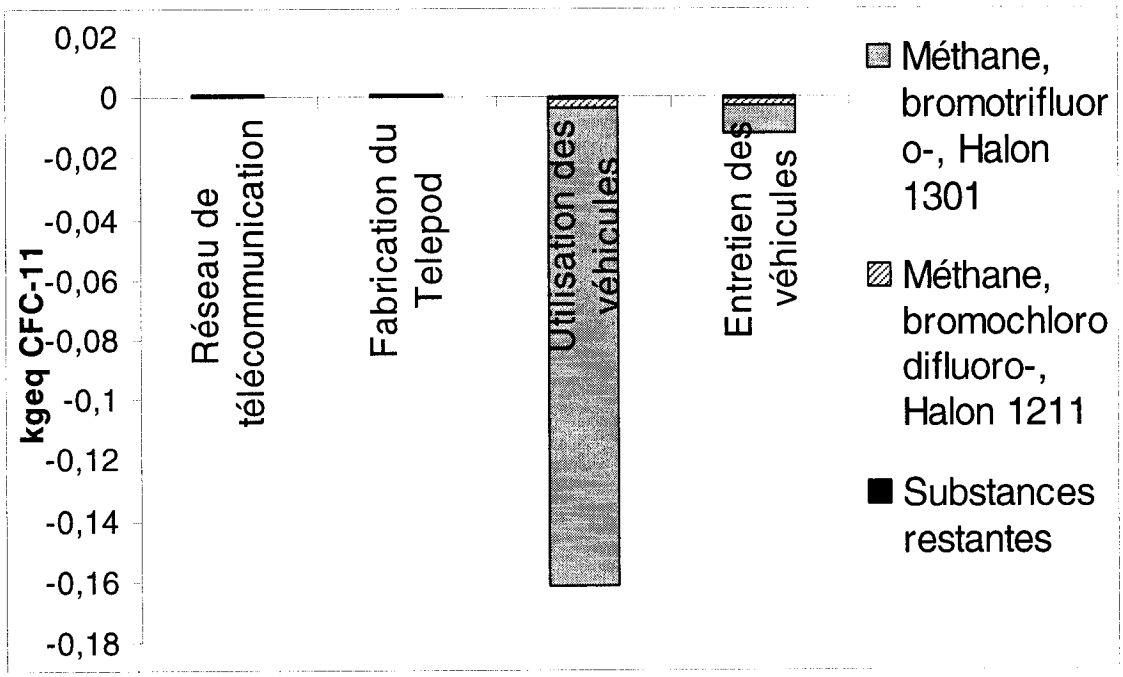


Figure 5.13 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la déplétion de la couche d'ozone pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.9 Réchauffement climatique

La Figure 5.14 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact du réchauffement climatique. Dans cette catégorie d'impact, l'indicateur de catégorie est particulièrement influencé par les émissions de CO_2 d'origine fossile dont les impacts potentiels évités représentent 98% des impacts potentiels totaux. Les processus d'utilisation et d'entretien des véhicules représentent respectivement 93% et 5% de l'indicateur de catégorie. Pour le processus d'utilisation des véhicules, les émissions évitées de CO_2 d'origine fossile proviennent de l'économie de kilométrage engendrée par le Telepod. Pour le processus d'entretien des véhicules, 44% de l'économie d'émissions de polluants provient des pneus utilisés par les véhicules et 46% des opérations d'entretien.

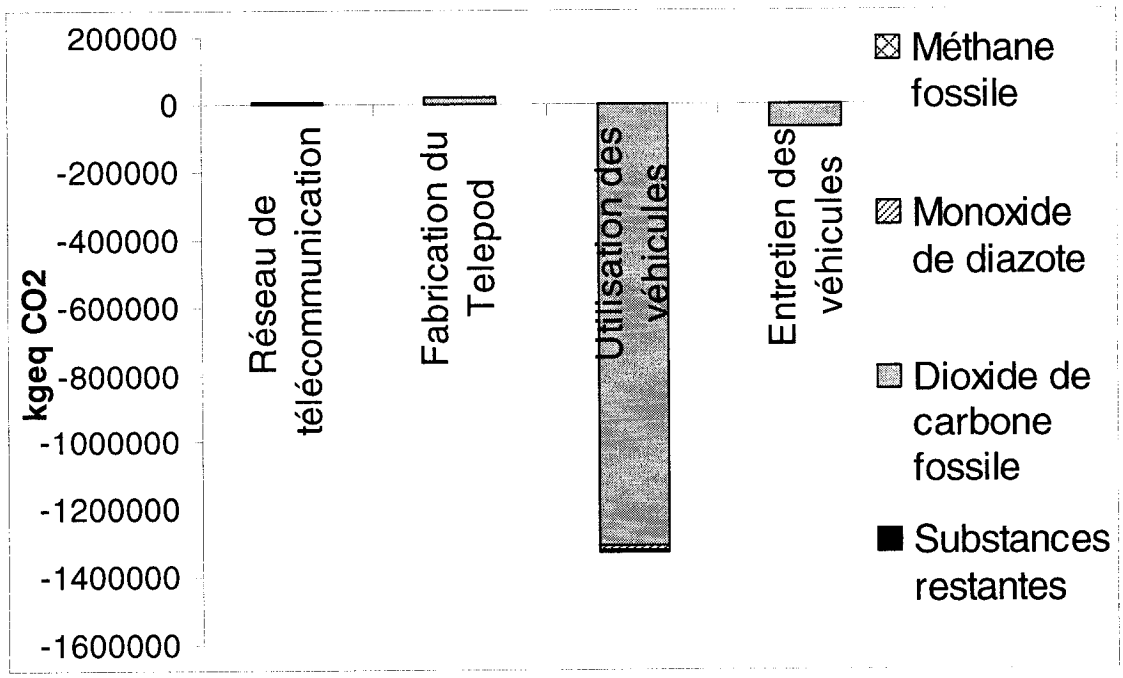


Figure 5.14 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie du réchauffement climatique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.10 Formation d'ozone photochimique

La Figure 5.15 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact formation d'ozone photochimique. Dans cette catégorie d'impact, les COV et les oxydes d'azote représentent respectivement 22% et 68% de l'indicateur de catégorie. De plus, le processus utilisation des véhicules représente 95% de la valeur de l'indicateur de catégorie. Pour le processus utilisation des véhicules les émissions de NO_x et de COV proviennent de la combustion du moteur et de la production de carburant.

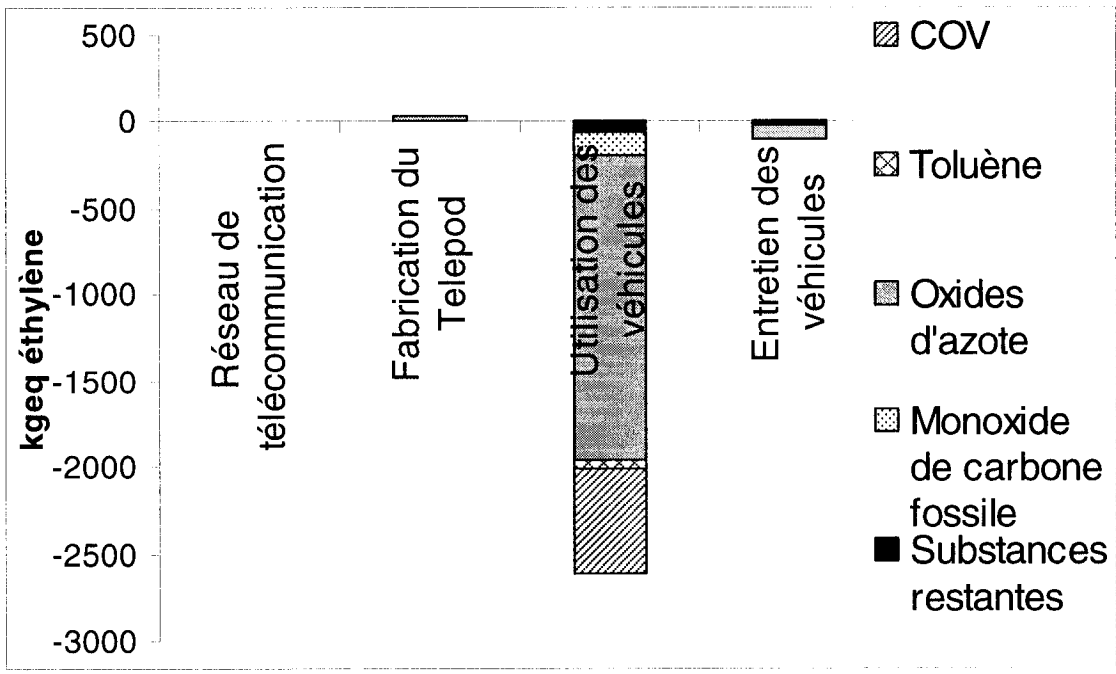


Figure 5.15 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie formation d'ozone photochimique pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.11 Toxicité cancérogène

La Figure 5.16 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de la toxicité cancérogène. Dans cette catégorie d'impact, le SO_2 et le NH_3 contribuent respectivement à 94% et 5% à la valeur de l'indicateur de catégorie. Les processus d'utilisation et d'entretien des véhicules représentent respectivement 91% et 8% des impacts potentiels de cette catégorie. Pour le processus d'utilisation des véhicules, 64% des émissions de dioxines proviennent de la combustion dans les véhicules et 33% de la production des véhicules, 86% des émissions de molybdène proviennent de la fabrication de carburant et 12% de la production des véhicules et 16% des émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) proviennent de la fabrication de carburant, 46% de la production des véhicules et 31% de la disposition des véhicules. Dans le cas du processus d'entretien des véhicules, 21% des émissions de dioxines proviennent des infrastructures des garages et 56% de la production des pneus, tandis que 30% des émissions de HAP proviennent de la production de filtres à huile, 41% de la production de pneus, 15% des opérations d'entretien et 12% des infrastructures des garages.

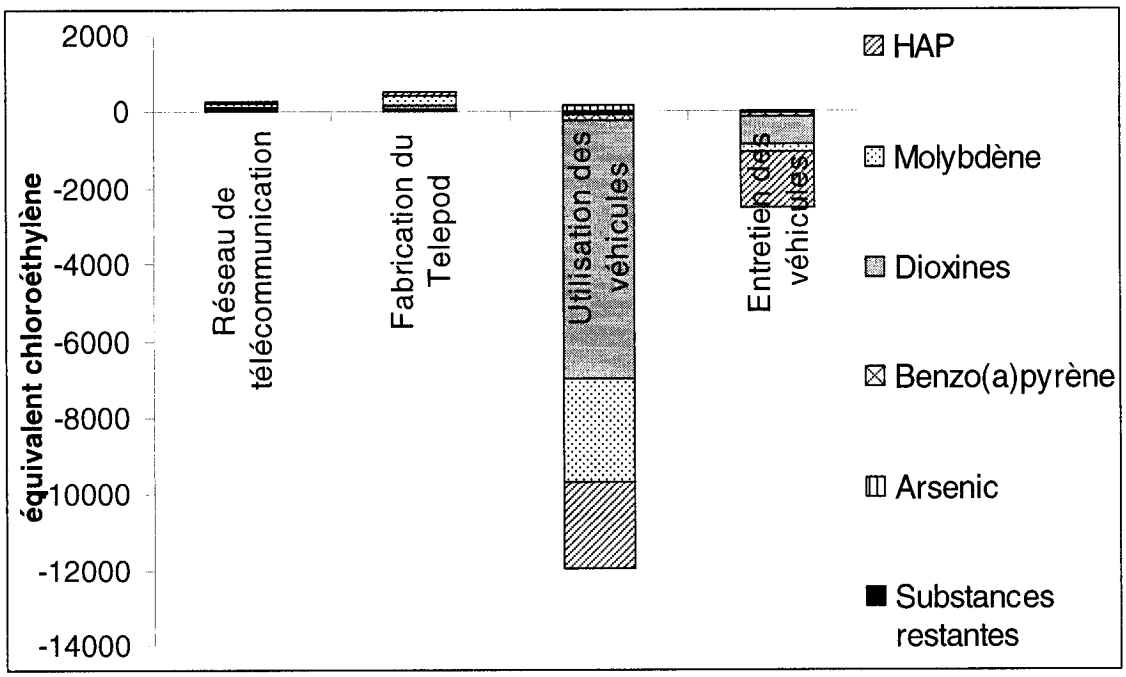


Figure 5.16 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la toxicité cancérogène pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.2.12 Toxicité autre que cancérogène

La Figure 5.17 illustre les contributions des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la catégorie d'impact de la toxicité autre que cancérogène. Dans cette catégorie d'impact, les dioxines et le zinc contribuent respectivement à 56% et 36% de la valeur de l'indicateur de catégorie. De plus, les processus d'utilisation et d'entretien des véhicules représentent respectivement 91% et 7 % des impacts associés à cette catégorie d'impact. Dans le processus d'utilisation des véhicules, les ions de zinc proviennent de la disposition des véhicules et les dioxines proviennent de l'utilisation directe des véhicules, de la production de carburant et de la production d'acier de renforcement pour les véhicules. Pour le processus d'entretien des véhicules, 55% des dioxines proviennent de la production de pneus et 22% des infrastructures des garages.

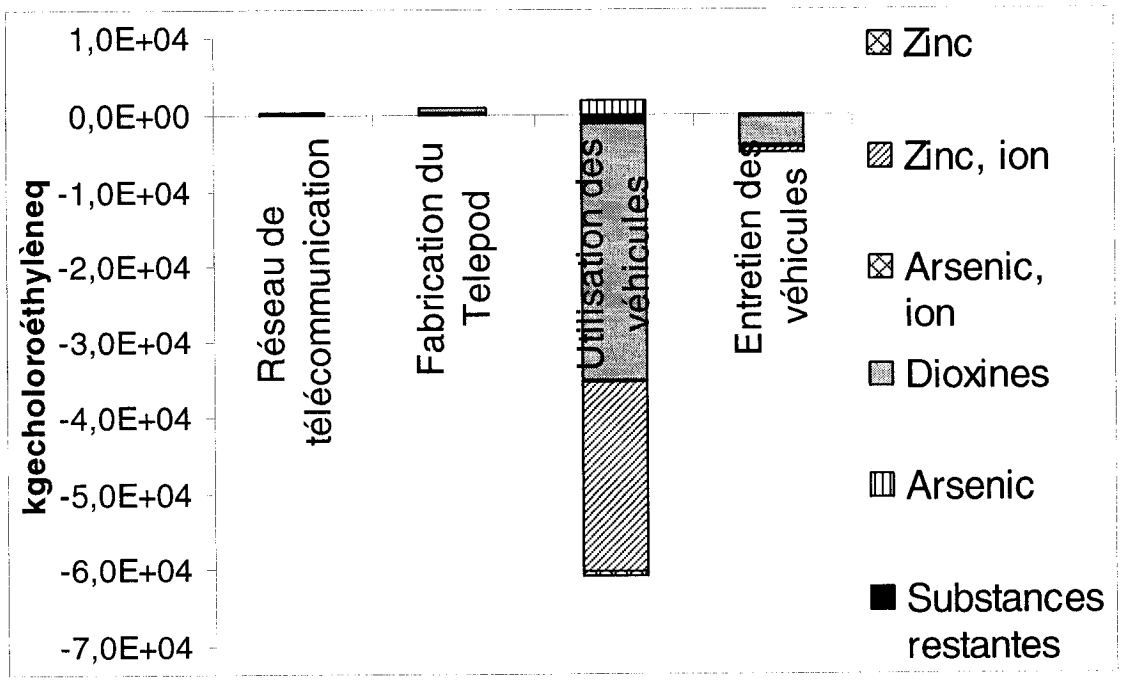


Figure 5.17 : Contribution des divers polluants à l'indicateur de catégorie de la toxicité autre que cancérogène pour les différents processus impliqués dans l'ACV du Telepod.

5.3 Analyse de sensibilité sur l'étude de cas du Telepod

L'analyse de sensibilité consiste à faire varier certains paramètres de l'étude dans le but de vérifier leur influence sur les résultats obtenus. Pour l'étude de cas du Telepod, la sensibilité est testée sur trois hypothèses et approximations faute de données suffisantes: le transport du Telepod par avion, la masse de circuit imprimé contenu dans le Telepod, et le facteur de réduction de la distance parcourue qu'entraîne l'utilisation du Telepod.

5.3.1 Transport du Telepod par avion

Le Telepod est fabriqué en Asie, mais le lieu exact de l'usine assemblant le Telepod est inconnu. Puisque l'Asie est relativement grande, il est difficile de déterminer avec

précision la distance de transport du Telepod. Pour transporter le Telepod jusqu'à Toronto, l'ACV du Telepod considère 1,396 tkm par rapport au flux de référence pour une distance parcourue d'environ 14 400 km. L'analyse de sensibilité effectuée sur la distance parcourue en avion par le Telepod augmente cette distance de 20% pour obtenir 1,675 tkm par rapport au flux de référence, ce qui consiste en une distance de 17 280 km. Une telle augmentation permet d'englober une bonne partie de l'Asie. Le Tableau 5.3 compare les résultats de l'ACV du Telepod avec et sans l'augmentation de 20% sur le transport du Telepod. Ce même tableau présente aussi la variation des résultats des indicateurs par rapport à la somme des résultats de l'ACV du Telepod engendrée par l'augmentation de 20% sur le transport du Telepod par avion. Uniquement le processus production du Telepod est illustré dans ce tableau puisque les variations des résultats des autres processus étaient de l'ordre de 10^{-6} %. La variation maximale des résultats est d'environ 0,041% et est obtenue pour la catégorie d'impact de l'eutrophisation terrestre. Cette variation représente 0,41% de la variation de 20% effectuée sur la distance de transport du Telepod.

Tableau 5.3 : Analyse de sensibilité sur une variation de 20% de la distance de transport du Telepod par avion pour le processus production du Telepod.

Catégorie d'impact	Unité	Distance parcourue en avion : 14 400 km	Distance parcourue en avion : 17280 km	Variation sur les résultats totaux
Toxicité cancérigène	kgeq chloroe	8,79E+01	8,84E+01	0,024%
Toxicité autre que cancérigène	kgeq chloroe	6,68E+03	6,68E+03	0,005%
Appauvrissement de l'ozone stratosphérique	kgeq CFC-11	2,49E-03	2,54E-03	0,028%
Écotoxicité aquatique	kgeq triethy	1,09E+09	1,09E+09	0,001%
Écotoxicité terrestre	kgeq triethy	6,79E+07	6,81E+07	0,011%
Eutrophisation terrestre	kg ntrint av	2,38E+01	2,40E+01	0,041%
Acidification aquatique	kgeq SO2	1,07E+02	1,08E+02	0,023%
Eutrophisation aquatique	kg ntrint av	8,92E+01	8,92E+01	0,001%
Réchauffement global	kgeq CO2 int	4,33E+04	4,37E+04	0,027%
Appauvrissement des ressources abiotiques	MJ surplus	3,14E+03	3,14E+03	0,005%
Formation d'ozone photochimique	kgeq NOx	6,80E+01	6,89E+01	0,031%
Appauvrissement des combustibles fossiles	MJ surplus	5,24E+04	5,32E+04	0,027%

5.3.2 Masse du circuit imprimé

La masse du circuit imprimé utilisée dans l'ACV du Telepod se base sur une estimation puisque aucune étude en laboratoire n'a pu être effectuée sur le Telepod. La masse estimée du circuit imprimé du Telepod est 400g. De plus, les données d'inventaire sur les circuits imprimés proviennent du logiciel EIME (CODDE) qui a été développé dans le but de décrire un circuit imprimé moyen. Ainsi, elles ne décrivent pas les caractéristiques spécifiques du circuit intégré du Telepod. L'analyse de sensibilité est effectuée sur le circuit imprimé puisque les impacts qu'elles causent représentent plus de 99% des impacts de la production du Telepod (voir section 5.2.3 et 5.2.5). Une réduction de 50% de la masse du circuit imprimé du Telepod, basée sur une comparaison entre d'autres produits utilisant un processeur similaire, permet de s'assurer que le circuit imprimé est contenu dans l'intervalle entre 200g et 400g. Le Tableau 5.4 compare les résultats de l'ACV du Telepod avec et sans la réduction de 50% sur la masse du circuit imprimé du Telepod. Ce même tableau présente aussi la variation des résultats des indicateurs par rapport à la somme des résultats de l'ACV du Telepod engendrée par la réduction de la masse du circuit imprimé du Telepod. Seule le processus production du Telepod est illustré dans ce tableau puisque les variations des résultats des autres processus sont nulles. Les catégories d'impacts les plus sensibles par rapport à la masse du circuit imprimé sont l'écotoxicologie aquatique et l'eutrophisation aquatique avec des variations respectives de 39% et 40% pour une diminution de 50% de la masse du circuit imprimé du Telepod. Toutes les autres catégories d'impact possèdent une variation inférieure à 1%.

Tableau 5.4 : Analyse de sensibilité sur une réduction de 50% de la masse du circuit imprimé du Telepod pour le processus production du Telepod.

Catégorie d'impact	Unité	Masse du circuit imprimé : 400g	Masse du circuit imprimé : 200g	Variation sur les résultats totaux
Toxicité cancérigène	kgeq chloroe	8,79E+01	4,58E+01	0%
Toxicité autre que cancérigène	kgeq chloroe	6,68E+03	6,51E+03	0%
Appauvrissement de l'ozone stratosphérique	kgeq CFC-11	2,49E-03	2,49E-03	0%
Écotoxicité aquatique	kgeq triethy	1,09E+09	5,50E+08	39%
Écotoxicité terrestre	kgeq triethy	6,79E+07	6,00E+07	0%
Eutrophisation terrestre	kg ntrint av	2,38E+01	2,20E+01	0%
Acidification aquatique	kgeq SO2	1,07E+02	6,55E+01	2%
Eutrophisation aquatique	kg ntrint av	8,92E+01	4,52E+01	40%
Réchauffement global	kgeq CO2 int	4,33E+04	3,61E+04	1%
Appauvrissement ressources abiotiques	MJ surplus	3,14E+03	2,95E+03	1%
Formation d'ozone photochimique	kgeq NOx	6,80E+01	5,79E+01	0%
Appauvrissement des combustibles fossiles	MJ surplus	5,24E+04	4,62E+04	0%

5.3.3 Facteur d'économie sur le kilométrage

Le facteur d'économie de kilométrage détermine la réduction en kilométrage engendrée par l'utilisation du Telepod. Ce facteur estimé à 10% provient d'un document interne de Bell Canada (Bell 2003). Cependant, aucune indication sur la méthode de calcul de ce facteur n'est fournie dans ce document. François Charron-Doucet estime l'incertitude (10±5)% sur le facteur d'économie de kilométrage. L'analyse de sensibilité effectuée sur ce facteur analyse les modifications des résultats de l'ACV du Telepod pour une réduction du facteur d'économie de kilométrage à 5%. Les Tableau 5.5 et Tableau 5.6 comparent les résultats de l'ACV du Telepod utilisant un facteur d'économie de 10% et un facteur d'économie de 5% pour les processus d'utilisation et d'entretien des véhicules. Ces mêmes tableaux présentent aussi la variation des résultats des indicateurs par rapport à la somme des résultats de l'ACV du Telepod engendrée par la réduction de 5% du facteur de réduction du kilométrage. Les autres processus ne sont pas présentés parce que leurs variations dans les résultats obtenus sont nulles. Le processus d'utilisation est très sensible à une variation du facteur d'économie puisque pour une variation de 50% de ce facteur, les indicateurs de catégorie varient de plus de 45% pour toutes les catégories d'impact à l'exception des catégories d'impact de l'écotoxicité aquatique, de l'eutrophisation aquatique et de l'appauvrissement des ressources abiotiques qui varient respectivement de 7%, de 4% et de 23%. Pour ce qui est de l'entretien des véhicules, la réduction du facteur de réduction du kilométrage cause une variation inférieure à 4% pour toutes les catégories d'impact à l'exception de la catégorie d'impact de l'appauvrissement des ressources abiotiques qui varie de 26%.

Tableau 5.5 : Analyse de sensibilité sur une réduction de 5% du facteur d'économie engendrée par l'utilisation du Telepod pour les processus d'utilisation.

Catégorie d'impact	Unité	Facteur d'économie : 10%	Facteur d'économie : 5%	Variation sur les résultats totaux
Toxicité cancérigène	kgeq chloroe	-2,20E+03	-1,10E+03	46%
Toxicité autre que cancérigène	kgeq chloroe	-5,90E+04	-2,95E+04	45%
Appauvrissement de l'ozone stratosphérique	kgeq CFC-11	-1,62E-01	-8,10E-02	46%
Écotoxicité aquatique	kgeq triethy	-1,90E+08	-9,50E+07	7%
Écotoxicité terrestre	kgeq triethy	-1,72E+09	-8,61E+08	47%
Eutrophisation terrestre	kg ntrint av	-3,99E+02	-2,00E+02	47%
Acidification aquatique	kgeq SO2	-2,27E+03	-1,13E+03	46%
Eutrophisation aquatique	kg ntrint av	-8,85E+00	-4,43E+00	4%
Réchauffement global	kgeq CO2 int	-1,33E+06	-6,66E+05	46%
Appauvrissement ressources abiotiques	MJ surplus	-7,82E+03	-3,91E+03	23%
Formation d'ozone photochimique	kgeq NOx	-2,62E+03	-1,31E+03	47%
Appauvrissement des combustibles fossiles	MJ surplus	-2,59E+06	-1,29E+06	46%

Tableau 5.6 : Analyse de sensibilité sur une réduction de 5% du facteur d'économie engendrée par l'utilisation du Telepod pour le processus d'entretien des véhicules.

Catégorie d'impact	Unité	Facteur d'économie 10%	Facteur d'économie 5%	Variation sur les résultats totaux
Toxicité cancérigène	-1,82E+02	-1,82E+02	-9,10E+01	4%
Toxicité autre que cancérigène	-4,82E+03	-4,82E+03	-2,41E+03	4%
Appauvrissement de l'ozone stratosphérique	-1,23E-02	-1,23E-02	-6,16E-03	3%
Écotoxicité aquatique	-1,78E+07	-1,78E+07	-8,90E+06	1%
Écotoxicité terrestre	-9,05E+07	-9,05E+07	-4,52E+07	2%
Eutrophisation terrestre	-1,78E+01	-1,78E+01	-8,92E+00	2%
Acidification aquatique	-1,85E+02	-1,85E+02	-9,27E+01	4%
Eutrophisation aquatique	-5,48E+00	-5,48E+00	-2,74E+00	2%
Réchauffement global	-6,76E+04	-6,76E+04	-3,38E+04	2%
Appauvrissement ressources abiotiques	-8,98E+03	-8,98E+03	-4,49E+03	26%
Formation d'ozone photochimique	-1,00E+02	-1,00E+02	-5,01E+01	2%
Appauvrissement des combustibles fossiles	-2,08E+05	-2,08E+05	-1,04E+05	4%

5.4 Comparaison des indicateurs de catégorie obtenus avec LUCAS avec et sans facteur effet/exposition et avec TRACI

Dans cette section, les résultats des indicateurs de catégorie de l'étude de cas du Telepod obtenus avec la méthodologie de LUCAS utilisant des facteurs d'effet et d'exposition développés dans ce mémoire seront comparés avec la méthode LUCAS n'utilisant pas de tels facteurs et avec la méthode TRACI. Seulement les résultats des indicateurs de

catégorie des catégories d'impact de l'acidification aquatique (section 5.4.1) et de la formation d'ozone photochimique (section 5.4.2) seront traités. Pour chacune des deux catégories d'impact, les comparaisons seront présentées sous forme d'un graphique montrant la contribution des divers polluants aux indicateurs de catégorie pour les trois méthodologies.

5.4.1 Acidification aquatique

La Figure 5.18 représente la contribution du dioxyde de soufre, des oxydes d'azote et de l'ammoniaque aux indicateurs de catégorie de la catégorie d'impact de l'acidification aquatique pour la méthode LUCAS avec et sans l'utilisation de facteurs d'effet basés sur la charge critique et pour la méthode TRACI. Les différences entre les trois méthodologies proviennent de la différence dans les modèles utilisés pour calculer les facteurs de caractérisation. L'indicateur de catégorie calculé avec TRACI possède une amplitude de 269 182 moles de H^+ équivalent qui est supérieure aux amplitudes de LUCAS avec et sans l'utilisation de la charge critique les amplitudes étant respectivement 99 747 moles de H^+ équivalent et 157 656 moles de H^+ équivalent. Cette différence d'amplitude entre les méthodologies LUCAS et TRACI est causée en partie par un facteur de devenir différent. Le facteur de devenir de LUCAS ne se base que sur les dépôts des polluants sur le Canada et intègre leur facteur de vulnérabilité de contamination des eaux souterraines, tandis que le facteur de devenir de TRACI considère toutes les provinces et États nord-américains sans tenir compte de leur vulnérabilité. Dans le cas de l'indicateur de catégorie calculé avec la méthode de LUCAS utilisant la charge critique, l'amplitude est aussi réduite par l'utilisation de la charge critique qui a pour effet de rendre certaines régions insensibles à un apport en ions H^+.

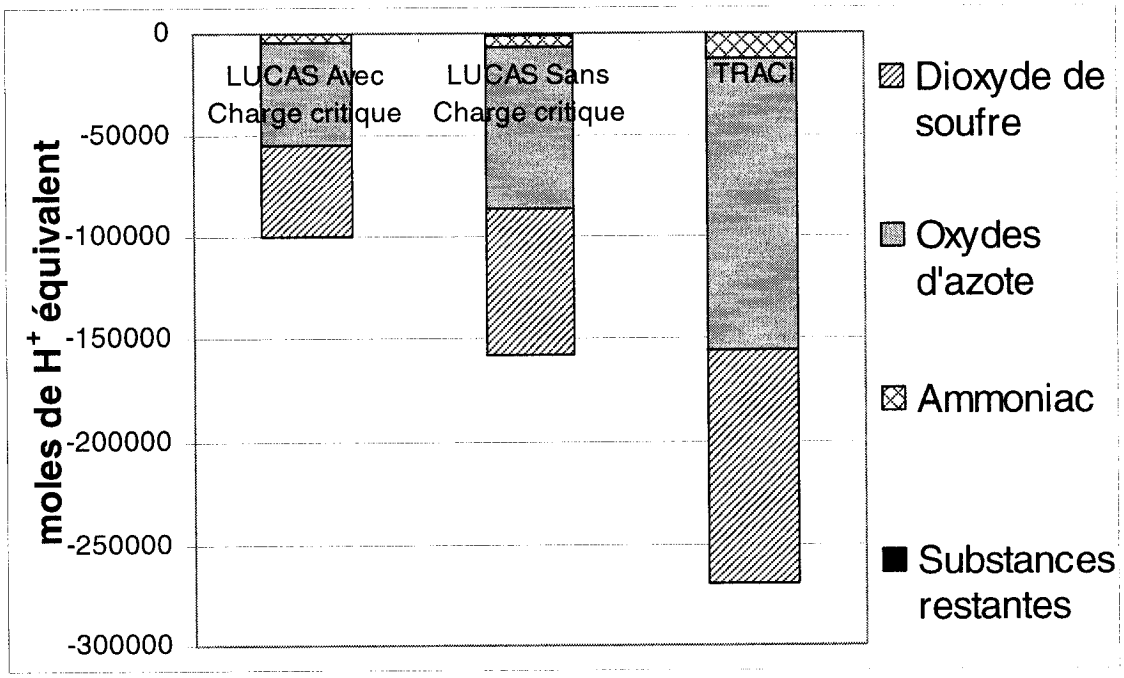


Figure 5.18 : Comparaison des indicateurs de catégories (étude de cas du Telepod) calculés avec les méthodes de LUCAS avec l'utilisation de la charge critique, de LUCAS sans l'utilisation de la charge critique et de TRACI pour la catégorie d'impact de l'acidification aquatique.

Il n'y a pas seulement les amplitudes des indicateurs de catégorie qui varient selon la méthode utilisée, mais les proportions entre les contributions des divers polluants varient également. Le Tableau 5.7 liste les différences des contributions aux indicateurs de catégorie des principaux polluants des trois méthodologies comparées. Les proportions des contributions aux indicateurs de catégorie des principaux polluants varient d'environ 3,5 % pour le dioxyde de soufre et les oxydes d'azote entre LUCAS et TRACI.

Tableau 5.7 : Proportions de la contribution des polluants aux indicateurs de catégories calculés avec les méthodes de LUCAS avec l'utilisation de la charge critique, de LUCAS sans l'utilisation de la charge critique et de TRACI pour la catégorie d'impact acidification aquatique.

	LUCAS Avec Charge critique	LUCAS Sans Charge critique	TRACI
Substances restantes	0,4%	0,4%	0,1%
Ammoniaque	4,2%	4,2%	4,5%
Oxydes d'azote	49,9%	49,9%	53,4%
Dioxydes de soufre	45,5%	45,5%	42,1%

5.4.2 Formation d'ozone photochimique

La Figure 5.19 représente la contribution des COV, du Toluène, des oxydes d'azote et du monoxyde de carbone d'origine fossile aux indicateurs de catégorie pour la méthode LUCAS avec et sans l'utilisation de l'exposition humaine et pour la méthode TRACI pour la catégorie d'impact formation d'ozone photochimique. Les différences entre les trois méthodologies proviennent des modèles utilisés pour calculer les facteurs de caractérisation. Les indicateurs de catégorie calculés avec TRACI et LUCAS sans facteur d'exposition possèdent respectivement des amplitudes de 30 943 moles de O_3 et 13 393 moles de O_3. Ceci est supérieur à l'amplitude de LUCAS avec l'utilisation de l'exposition humaine car elle est de 557 moles de O_3. La différence entre les valeurs des indicateurs de catégorie obtenues avec la méthode LUCAS sans exposition et la méthode TRACI provient du devenir des polluants qui n'est pas le même. Comme dans la catégorie d'impact de l'acidification aquatique, le devenir utilisé dans LUCAS pour le calcul des facteurs de caractérisation de la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique ne tient compte que du dépôt de polluants au Canada, tandis que TRACI

tient compte des dépôts de polluants sur toute l'Amérique du Nord. Dans le cas de la méthodologie de LUCAS avec exposition, l'amplitude est fortement réduite comparativement à la méthode LUCAS sans exposition par le facteur d'exposition qui est de l'ordre de 0,01 année^{-1}.

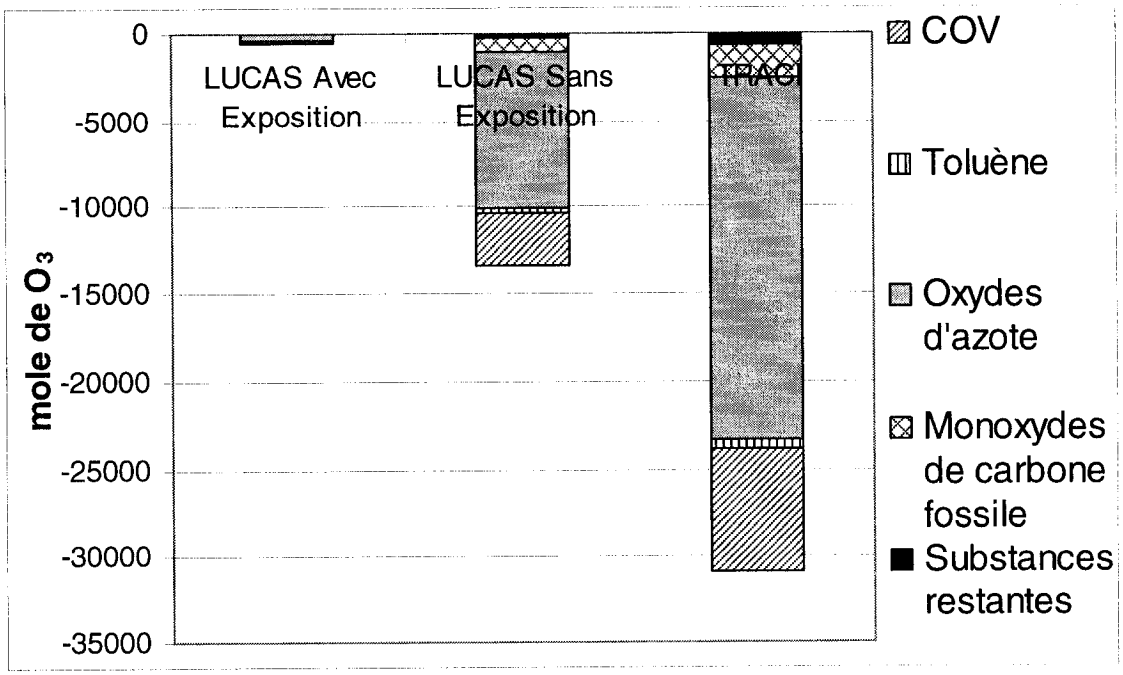


Figure 5.19 : Comparaison des indicateurs de catégories (étude de cas du Telepod) calculés avec les méthodes de LUCAS avec l'utilisation de l'exposition humaine, de LUCAS sans l'utilisation de l'exposition humaine et de TRACI pour la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique.

Pour la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique, la contribution de tous les polluants à l'indicateur de catégorie est la même dans toutes les méthodologies comparées dans cette section parce les facteurs d'effet (MIR) sont les mêmes.

CHAPITRE 6 : DISCUSSION GÉNÉRALE

Le CHAPITRE 6 présente la discussion générale de ce mémoire, elle est subdivisée en sections distinctes touchant les différents points importants. La section 6.1 fait un retour sur les points concernant la régionalisation des facteurs canadiens de caractérisation et l'ajout de facteurs d'effet et d'exposition qui sont abordés dans l'article. La section 6.2 récapitule et analyse les résultats obtenus dans l'évaluation des impacts du cycle de vie du Telepod en utilisant la méthode LUCAS. La section 6.3 discute des résultats et des choix dans l'analyse de sensibilité effectuée sur certaines hypothèses et approximations utilisées dans l'inventaire du cycle de vie du Telepod. La section 6.4 aborde la comparaison des résultats des indicateurs de catégorie entre la méthode LUCAS avec effet/exposition, la méthode LUCAS sans effet/exposition et la méthode TRACI pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique. Finalement, la section 6.5 présente les limitations de l'ACV en accordant une attention particulière à l'évaluation des impacts du cycle de vie.

6.1 Retour sur les points importants de l'article

L'ajout des facteurs d'effet et d'exposition modifie la valeur des facteurs de caractérisation des catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique. Dans le cas de la catégorie d'impact de l'acidification aquatique, les facteurs de caractérisation varient d'un facteur maximal de 10 avec l'ajout du dépassement de la charge critique au modèle de caractérisation. Les variations se produisent majoritairement dans les provinces de l'ouest où la charge critique des eaux de surface n'est pas encore dépassée. De plus, l'intervalle dans lequel sont contenues les valeurs des facteurs de caractérisation se situe entre 20% et 180% de la valeur du facteur de caractérisation générique. Cet intervalle est similaire à celui obtenu pour TRACI (Norris 2003), mais est inférieur aux intervalles obtenus pour les méthodes européennes (Heijungs, *et al.* 1992; Huijbregts 1999). Cette différence entre les méthodes

américaines et européennes proviennent de l'échelle de résolution des modèles de devenir qui est utilisée. Dans le cas de la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique, l'ajout de l'exposition humaine entraîne des variations maximales d'environ 73% sur les valeurs des facteurs de caractérisation. Les valeurs des facteurs de caractérisation sont contenues dans un intervalle situé entre 25% et 120% de la moyenne. Cet intervalle est similaire à celui obtenu avec les facteurs de caractérisation de TRACI (Norris 2003). Finalement, pour les deux catégories d'impact, la meilleure échelle de résolution spatiale est la province. En effet, le modèle de transport des polluants n'étant pas conçu pour être utilisé pour les écozones, cela rend les facteurs de caractérisation ayant une résolution spatiale par écozone moins adaptés que ceux utilisés pour une résolution spatiale par province. Ainsi, pour améliorer cette situation, il faudrait utiliser un nouveau modèle de devenir.

6.2 Évaluation des impacts potentiels du cycle de vie du Telepod avec LUCAS

Les résultats de l'évaluation des impacts de l'étude de cas du Telepod montre un gain environnemental pour la plupart des catégories d'impact. Ce gain provient de la réduction du kilométrage causée par une meilleure gestion de la flotte de Bell Canada grâce à son utilisation du Telepod. La meilleure gestion du parc de véhicule de Bell Canada permet une réduction du kilométrage totale parcouru par la flotte de véhicules ce qui engendre une réduction des émissions de polluants provenant de la combustion et de l'extraction de matières premières, telles que les combustibles fossile pour la fabrication de carburant et les métaux pour la fabrication des véhicules. En effet, puisque le parc de véhicule parcourt une plus courte distance totale, l'usure sur les véhicules est moins importante, donc ils sont moins souvent renouvelés. Les catégories d'impact ayant un gain environnemental sont les suivantes : l'acidification aquatique, de l'utilisation de combustible fossile, l'écotoxicité terrestre, l'eutrophisation terrestre, la diminution de la couche d'ozone, le réchauffement climatique, la formation d'ozone photochimique et la

toxicité cancérogène. De plus, les catégories d'impact de l'extraction des minéraux et de la toxicité autre que cancérogène sont influencées de manière importante à la fois par l'utilisation des véhicules et par l'entretien des véhicules qui sont tous deux influencés par le facteur de réduction du kilométrage engendré par le Telepod. Pour toutes les catégories d'impact possédant des résultats négatifs d'indicateurs de catégorie ce qui signifie des impacts potentiels évités, le facteur de réduction du kilométrage utilisé influence grandement les résultats. Cependant, la valeur utilisée pour le facteur de réduction de kilométrage provient d'un document interne de Bell Canada (Bell 2003) ne précisant pas comment elle a été obtenue. Puisque cette valeur possède une si grande influence sur les résultats, elle devrait être déterminée statistiquement en comparant les véhicules où les techniciens utiliseraient le Telepod et les véhicules où les techniciens n'utiliseraient pas le Telepod. De plus, il serait important de fixer une incertitude au facteur de réduction du kilométrage afin de connaître l'intervalle dans lequel se situent les résultats.

Seules les catégories d'impact écotoxicité aquatique et eutrophisation aquatique représentent des pertes environnementales. Les valeurs des résultats des indicateurs de catégorie dans les catégories d'impact de l'écotoxicité aquatique et de l'eutrophisation aquatique proviennent à 99% des émissions respectives d'ions de cuivre dans l'eau et de phosphore dans le sol. Ces émissions sont causées par la production des circuits imprimés. Cependant, un bilan de matières effectué sur la production des circuits imprimés montre que la quantité d'ions de cuivre émis dans l'eau, qui est d'environ 0,5 kg, est supérieure à la quantité de cuivre extraite qui est d'environ 0,04 kg. Ainsi, les valeurs des résultats des indicateurs de catégorie pour la catégorie d'impact de l'écotoxicité aquatique sont largement surestimées. Comparativement aux autres métaux émis dans l'eau sous forme d'ions, le pourcentage maximal de la quantité émise dans l'eau par rapport à la quantité extraite pour le processus production du circuit imprimé est de 18%. Il est difficile de comparer ces résultats avec d'autres études sur les matériels électroniques puisque le processus d'utilisation du Telepod a été négligé

faute de données. Il serait important d'obtenir une estimation ou une mesure des impacts causés par l'utilisation du Telepod, puisque dans d'autres ACV en électronique, le processus d'utilisation du matériel cause d'importants impacts sur l'environnement comparativement aux autres processus (Frey et Harrison 2000).

Une fois normalisée avec les facteurs de normalisation utilisée dans Impact 2002+, une méthode européenne d'ÉICV, les résultats entre les différentes catégories d'impact peuvent être comparés. Cependant, la normalisation n'a pu être faite que pour les catégories d'impacts avec des échelles de résolution globale et locale. L'étape de normalisation n'a pas pu être effectuée pour les catégories d'impact régionales, car les modèles de caractérisation de ces catégories utilisés dans LUCAS ne sont pas compatibles avec les facteurs de normalisation d'Impact 2002+. Une fois normalisée, les changements climatiques et l'écotoxicité terrestre sont les deux catégories les plus importantes. De plus, la catégorie d'impact écotoxicité aquatique qui montrait des impacts potentiels sur l'environnement devient sans importance comparativement à l'écotoxicité terrestre.

6.3 Analyse de sensibilité du cycle de vie du Telepod

L'analyse de sensibilité effectuée sur l'ACV du Telepod montre l'influence du transport du Telepod par avion, de la masse du circuit imprimé et du facteur de réduction du kilométrage sur les résultats des indicateurs de catégorie. L'analyse de sensibilité effectuée sur le transport du Telepod par avion consiste en une modification de 20% par rapport à la distance utilisée dans l'inventaire de l'ACV du Telepod, soit une distance de 14 400 km. L'analyse de sensibilité a déterminé que l'influence de la distance de transport du Telepod est faible. En fait, pour une variation de 20% de la distance parcourue par le Telepod en avion, la valeur des résultats des indicateurs de catégorie ne varie au plus que de 0,041% pour toutes les catégories d'impact dans la production du Telepod.

L'analyse de sensibilité de la masse du circuit imprimé utilisé dans le Telepod est importante puisque les données utilisées semblent contenir des erreurs. Le bilan de masse de quelques substances de ce processus, particulièrement le cuivre, montre des erreurs sur les données puisque la masse de certaines substances émises est supérieure à la masse extraite de ces mêmes substances. Pour une variation de 50% de la masse du circuit imprimé utilisé dans le Telepod, les résultats des indicateurs de catégorie des catégories d'impact de l'écotoxicité aquatique et de l'eutrophisation aquatique varient respectivement de 39% et de 40% de la production du Telepod. Puisque les résultats des indicateurs de catégorie des catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique sont sensibles à la variation de la masse du circuit imprimé, il serait important de valider les données utilisées pour caractériser le matériel électronique.

L'analyse de sensibilité du facteur de réduction du kilométrage a permis de déterminer sa grande influence sur les résultats des indicateurs de catégories. En fait, une diminution de moitié du facteur de réduction du kilométrage cause des variations supérieures à 48% pour toutes les catégories d'impact à l'exception des catégories d'impact de l'écotoxicité aquatique et de l'eutrophisation aquatique qui varient de 8% et de 6% respectivement. Ainsi, le facteur de réduction du kilométrage est le principal facteur influençant les résultats de l'ACV Telepod pour la plupart des catégories d'impact. Cependant, ce facteur est une donnée d'une grande incertitude puisque sa méthode de calcul est inconnue. En considérant, qu'une grande proportion de la valeur des indicateurs de catégories dépend du facteur de réduction du kilométrage, il serait nécessaire d'obtenir plus d'informations sur comment cette valeur a été calculée ou mesurée.

6.4 Comparaison des indicateurs de catégorie obtenus avec LUCAS avec et sans facteur effet/exposition et avec TRACI

Dans le cas de la catégorie d'impact de l'acidification aquatique, l'amplitude des résultats des indicateurs de catégorie varie en fonction de la méthode d'évaluation des impacts qui est utilisée : LUCAS avec charge critique, LUCAS sans charge critique et TRACI. Les résultats obtenus avec la méthode TRACI ont une amplitude supérieure aux résultats obtenus avec LUCAS parce que TRACI utilise toutes les provinces et États de l'Amérique du Nord comme régions de dépôts, tandis que LUCAS n'utilise que les provinces canadiennes. Ainsi, les résultats obtenus avec TRACI sont plus adéquats puisqu'ils se rapprochent plus des impacts potentiels totaux causés par les émissions acidifiantes. LUCAS pourrait être adapté pour considérer toute l'Amérique du Nord comme région de dépôts des polluants. Cependant, cela nécessiterait le calcul des facteurs de vulnérabilité (FV) pour tous les états américains représentant une recherche et une collecte d'informations importantes. Les résultats des indicateurs de catégorie obtenus avec la méthode LUCAS utilisant la charge critique comme facteur d'effet sont inférieurs aux résultats obtenus avec la méthode LUCAS n'utilisant pas la charge critique et avec ceux de TRACI. En fait, en considérant la charge critique, seule les régions dont la charge critique est excédée sont comptabilisées pour calculer les impacts causés par les dépôts de polluants acidifiants. Ainsi, les facteurs de caractérisation s'en trouvent réduits par rapport aux autres méthodes utilisées, ce qui réduit de manière presque proportionnelle les résultats des indicateurs de catégorie. Une autre différence a été observée entre les résultats des indicateurs de catégorie obtenus avec les méthodes de LUCAS et la méthode TRACI. Cette différence est la proportion entre les contributions des divers polluants aux indicateurs de catégorie. La provenance de cette différence est difficile à déterminer exactement puisque les étapes de calcul des facteurs de caractérisation de TRACI ne sont pas disponibles. Cependant, seul le calcul du devenir des polluants peut expliquer ces différences entre les proportions des contributions des divers polluants aux indicateurs de catégorie. En effet, les seuls facteurs variant entre les trois méthodes sont le devenir des polluants, la vulnérabilité et le dépassement de la

charge critique. Puisque le produit de la vulnérabilité et de la fonction Heaviside caractérisant le dépassement de la charge critique est différent dans le trois méthodes et que les proportions des contributions des divers polluants aux indicateurs de catégorie sont les mêmes pour les deux méthodes de LUCAS utilisées, la vulnérabilité et l'utilisation de la charge critique ne peuvent être à l'origine de la différence dans les résultats. Bien que seul le facteur de devenir explique la différence entre les résultats de TRACI et de LUCAS, il est impossible de savoir si la différence provient d'une variation dans la méthode de calcul utilisée ou d'une différence dans les régions considérées de dépôts des polluants.

Dans le cas de la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique, l'amplitude des résultats des indicateurs de catégorie varie en fonction de la méthode d'évaluation des impacts qui est utilisée : LUCAS avec exposition, LUCAS sans exposition et TRACI. Les résultats d'indicateur de la méthode LUCAS sans exposition sont plus petits que les résultats obtenus avec TRACI. Ceci est causé par la différence entre les régions des dépôts des polluants utilisées dans les méthodes LUCAS et TRACI. En effet, la méthode LUCAS mesure les impacts pour des dépôts de polluants au Canada, tandis que la méthode TRACI mesure les impacts pour des dépôts de polluant sur toute l'Amérique du Nord. La raison pour laquelle la méthode LUCAS se base seulement, pour la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique, sur les dépôts de polluants au Canada est une question de consistance avec les autres catégories régionales d'impact (acidification aquatique, eutrophisation aquatique et eutrophisation terrestre) qui utilisent seulement les dépôts de polluants au Canada. L'adaptation de la catégorie d'impact de la formation d'ozone photochimique est facilement adaptable pour tenir compte de toute l'Amérique du Nord comme région de dépôts des polluants. Pour l'adapter, il faut recueillir les données nécessaires au calcul des facteurs d'exposition, soit la population des états américains et leur superficie.

6.5 Limite de la méthode ACV et ÉICV

La méthode ACV possède plusieurs limites. Généralement, les limites de l'ACV sont présentées de la manière suivante : « i) la part de subjectivité dans les choix et les hypothèses posés tout à long de l'étude ; ii) l'accessibilité, la disponibilité et la qualité des données qui peuvent affecter la précision des études ; iii) les limites reliées aux différents modèles utilisés pour l'analyse de l'inventaire et l'évaluation des impacts, et le manque de modèles pour certains types d'impacts ; iv) l'absence de dimensions spatiales et temporelles dans les données d'inventaire, autre source d'incertitude dans les résultats d'impacts ; et v) les résultats des ACV axés sur des problèmes globaux et régionaux qui peuvent ne pas convenir aux applications locales. » (Reid 2006)

D'autres limites de l'ACV se retrouvent dans l'évaluation des impacts. Les limites dans l'ÉICV se situent particulièrement au niveau des modèles de caractérisation. La première limite pour les modèles utilisés et établis dans ce mémoire est qu'il est difficile de valider les résultats obtenus avec une ÉICV, et cela, à cause du manque de spécifications spatiales et temporelles associées aux données de l'inventaire et à cause des difficultés à modéliser les interactions complexes des polluants dans l'environnement. La seconde limite est qu'aucun calcul d'incertitude sur les modèles de caractérisation n'a été effectué et il est improbable que cela soit possible à faire parce qu'il n'y a pas de valeur d'incertitude sur les données recueillies et utilisées dans les modèles de caractérisation. La troisième limite est que le modèle de transport des polluants est plutôt vieux, il date d'au moins une vingtaine d'années. De plus, il est mal adapté pour être utilisé afin de régionaliser des facteurs de caractérisation et il ne caractérise pas les territoires nord-canadiens. Lorsque les facteurs de caractérisation sont régionalisés par province, les résultats sont relativement fiables, mais pour tout autre découpage, ils sont moins fiables parce qu'ils doivent utiliser une méthode pour transférer les données par province en données par écozone engendrant ainsi une moyenne des données. Pour éviter ce problème, il faudrait utiliser un modèle de transport atmosphérique ayant une meilleure résolution. La résolution spatiale devrait

être adaptable pour tous les découpages (provinces, écozones, etc) utilisés comme base de régionalisation pour les FC. La dernière limite est que les méthodes ÉICV utilisées dans ce projet considèrent seulement le niveau problème (midpoint), donc elles ne permettent pas de connaître les dommages à l'environnement (endpoint). Bien que l'approche problème soit plus transparente, elle est cependant plus difficile à comprendre.

CHAPITRE 7 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

7.1 Conclusion

Ce projet de maîtrise avait pour objectif de développer et intégrer des facteurs d'effet et d'exposition aux facteurs de caractérisation de LUCAS pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique. Ensuite, d'utiliser ces nouveaux facteurs de caractérisation pour l'étude de cas du Telepod et de comparer les résultats avec les résultats obtenus avec deux autres méthodes d'évaluation des impacts : LUCAS n'utilisant pas les facteurs d'effet et d'exposition et TRACI.

Les principaux résultats ont montré que l'ajout de facteur d'effet et d'exposition aux modèles de caractérisation des catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique permet aux modèles de caractérisation de se rapprocher d'une approche dommage. Dans le cas de la catégorie d'impact de l'acidification aquatique, la valeur des facteurs de caractérisation, située à l'ouest de l'Ontario, a diminué avec l'ajout du facteur d'effet se basant sur le dépassement de la charge critique. Cette situation, augmentant la différence entre les impacts potentiels des émissions acidifiantes entre les provinces de l'est et de l'ouest du Canada, rend intéressante la réduction de la résolution spatiale pour de prochaines études. Dans le cas de la formation de l'ozone photochimique, la variation de la valeur des facteurs de caractérisation sont principalement en fonction de la densité de population. Cependant, la majorité de la population canadienne est située dans le sud du Canada près de la frontière américaine ce qui réduit la différence entre les facteurs de caractérisation. De plus, les MIR utilisés sont calculés en faisant la moyenne des MIR sur plusieurs villes américaines. Ainsi, les facteurs de caractérisation pour le smog ne sont représentatifs que pour les régions urbaines.

La résolution spatiale affecte particulièrement la qualité des facteurs de caractérisation. La majorité des données utilisées dans le calcul des facteurs de caractérisation n'est disponible que pour les provinces et non pour les écozones. Cette situation entraîne une perte d'informations lors de la transformation des données caractérisant les provinces en données caractérisant les écozones. En fait, les résultats utilisant une résolution spatiale par écozone ne sont pas équivalents à une résolution spatiale par province. De plus, quelle que soit la régionalisation spatiale, il est impossible de tenir compte des impacts causés dans les territoires nord-canadiens parce que les matrices de devenir des polluants ASTRAP ne caractérisent pas ces régions.

Dans l'étude de cas du Telepod, toutes les catégories d'impact à l'exception de l'écotoxicité aquatique et de l'eutrophisation aquatique ont des résultats des indicateurs de catégorie négatifs ce qui signifie des impacts potentiels évités sur l'environnement. Le processus réduisant le plus les impacts potentiels sur l'environnement de la flotte de véhicules est l'utilisation des véhicules. L'utilisation du Telepod permet une réduction du kilométrage parcouru par les véhicules ce qui se traduit directement en une diminution de la consommation de carburant, en une diminution des émissions engendrées par les véhicules et en une diminution de l'entretien des véhicules. Les impacts potentiels sur l'environnement caractérisés par les catégories d'impact de l'écotoxicité aquatique et de l'eutrophisation aquatique proviennent en majorité de la production du matériel électronique utilisé dans le Telepod et dans les réseaux de télécommunication nécessaire à l'utilisation du Telepod. Plus particulièrement, les impacts potentiels sont causés par la production des circuits imprimés. Cependant, l'évaluation de ces impacts potentiels est surestimée par des erreurs dans les données fournies par le logiciel EIME permettant l'évaluation des impacts potentiels sur l'environnement de matériel électronique. La normalisation des impacts potentiels sur l'environnement permet de comparer les diverses catégories d'impacts. Cependant, les facteurs de normalisation utilisés proviennent d'une méthode ÉICV européenne. Afin

d'obtenir des résultats plus pertinents, il serait nécessaire de développer des facteurs de normalisation adaptés au contexte canadien.

Finalement, la comparaison des résultats d'indicateurs de catégorie du Telepod pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique des méthodes d'évaluation nord américaines des impacts LUCAS avec facteur d'effet/exposition, LUCAS sans facteur d'effet/exposition et TRACI, a déterminé les différences et les similarités entre ces méthodes. En fait, la principale différence entre ces trois méthodes est l'amplitude des résultats d'indicateurs de catégorie qui varie dépendant de l'utilisation de facteurs d'effet, de l'utilisation de facteurs d'exposition et de la région de dépôts considérée par les méthodes.

7.2 Recommandations et perspectives

Afin d'améliorer les méthodes d'évaluation des impacts pour les catégories d'impact de l'acidification aquatique et de la formation d'ozone photochimique, quelques recommandations sont proposées :

- La résolution spatiale de LUCAS devrait être améliorée afin de tenir compte des différences entre les régions urbaines, agricoles, etc. Pour améliorer la résolution spatiale, l'idéal serait d'utiliser un modèle de devenir des polluants utilisant un quadrillage dont chaque élément représente des régions d'émission et de dépôts. Les dimensions des éléments du quadrillage seraient à déterminer.

- Pour obtenir une caractérisation complète, le modèle de devenir des polluants utilisé par LUCAS devrait tenir compte de toutes les provinces canadiennes, des territoires nord canadiens et des états américains.

- Avec le nouveau modèle de devenir, il faudrait réévaluer l'impact de l'ajout de facteurs d'effet et d'exposition sur les facteurs de caractérisation. De plus, il

serait intéressant de déterminer quelle est la résolution spatiale optimale : provinces, écozones, bassins versants, etc.

- Il serait intéressant d'implanter une méthode pour régionaliser l'inventaire du cycle de vie afin de pouvoir utiliser les facteurs régionalisés de caractérisation.

Afin d'améliorer l'analyse du cycle de vie du Telepod, quelques recommandations sont proposées:

- Puisque les données d'inventaire sur le matériel électronique comporte des erreurs provenant du logiciel EIME, il faudrait faire corriger ces erreurs dans le logiciel par les gens de CODDE ou utiliser des données provenant d'une source plus fiable.

- Il a été montré que le facteur de réduction du kilométrage influence de manière importante les résultats de l'évaluation des impacts de l'ACV du Telepod. Cependant, ce facteur ayant été obtenu d'une manière inconnue, il serait très intéressant de le mesurer statistiquement en utilisant les données provenant des Telepod. Pour ce faire, il faudrait comparer le kilométrage parcouru par un échantillon de véhicules dont les techniciens utilisent le Telepod au kilométrage parcouru par un échantillon de véhicules dont des techniciens n'utiliseraient pas le Telepod.

RÉFÉRENCES

ALCAMO, J., SHAW, R.HORDIJK, L. 1990. *The RAINS model of acidification : science and strategies in Europe* Kluwer Academic Publishers, Boston 395.

ALONSO, J. C., RODRIGO, L.CASTELLS, F. 2003. "Design for Environment of Electrical and Electronic Automotive Components Based on Life Cycle Assessment". *Gate to EHS: Life Cycle Management – Design for Environment.* 1-7.

BARE, J. C., NORRIS, G. A., PENNINGTON, D. W.MCKONE, T. 2002. "TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Other Environmental Impacts". *Journal of Industrial Ecology.* 6:3&4. 49-78.

BÉLANGER, É. 2004. *Émissions atmosphériques attribuables au transport routier pour une entreprise de service canadienne.* 157p. Mémoire, École Polytechnique de Montréal.

BELL 2003. "Document Interne: TelePod et Autovision".

BRICKMAN, L., COULON, R., NEHRING, R., MATTHEWS, R., MCMULLEN, C., NOBLE, D., YOUNG, S. B., BRADY, K., LEAH, T.WHITTLE, L. 1998. "Life cycle assessment of a business telephone". 255-259.

CARDELINO, C. A.CHAMEIDES, W. L. 1995. "An observation-based model for analyzing ozone precursor relationships in the ambient atmosphere." *Air Waste Manage. Assoc.* 45:161-180.

CARTER, W. 1994. "Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds". *Journal of the Air and Waste Management Association.* 44:881-899.

CARTER, W. P. L. 1998. *Updated maximum incremental reactivity scale for regulatory applications.* University of California, Riverside, 73p.

CHARRON-DOUCET, F. 2006. *Échantillon de la flotte à l'étude*,

CODDE CODDE's competence center. In [En ligne]. http://www.codde.fr/ (Page consultée le 14 février 2007)

ENVIRONNEMENT CANADA L'eau souterraine – un maillon essentiel dans le cycle hydrologique. In [En ligne]. http://www.ec.gc.ca/water/fr/nature/grdwtr/f link.htm (Page consultée le 15 février 2006)

ENVIRONNEMENT CANADA Air Quality Services. In [En ligne]. http://www.msc-smc.ec.gc.ca/aq smog/qu/qu e.cfm#mixinglayer (Page consultée le 13 juillet)

FREY, S. D.HARRISON, D. J. 2000. "Environmental assessment of electronic products using LCA and ecological footprint". *Joint International Congress and Exhibition. Electronics goes green.* Berlin, Germany, 253-258.

GOUVERNEMENT DU CANADA 1991. *Accord Canada – États-Unis sur la qualité de l'air*

GUINÉE, J. B., GORREE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., WEGENER SLEESWIJK, A., UDO DE HAES, H. A., DE BRUIJN, J. A.VAN DUIN, R. 2001. *LCA in Perspective - Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standard.* Centre for Environmental Science (CML), University of Leiden, Leiden, The Netherlands, 10p.

HAUSCHILD, M.POTTING, J. 2005. *Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology.* Danish ministry of the environment, 195p.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J. B., HUPPES, G., LANKREIJER, R. M., HAES, H. A. U. D., WEGENER, A., SLEESWIJK, ANSEMS, A. M. M., EGGELS, A. M. M., DUIN, R. V.GOEDE., H. P. D. 1992. *Environmental life cycle assessment of products. Guidelines and backgrounds.*, The Netherlands: Centre of Environmental Sciences., 96.

HENRIKSEN, A., DILLON, P. J.AHERNE, J. 2002. "Critical loads of acidity for surface waters in south-central Ontario, Canada: regional application of the Steady-State Water Chemistry (SSWC) model." *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59:1287-1295.

HENRIKSEN, A.POSCH, M. 2001. "Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters". *Water, Air, & Soil Pollution: Focus.* 1:1-2. 375-398.

HORWAT, F.MEYER, J. P. 1998. *Débit ventilatoire de travail: Elaboration et validation de méthodes indirectes d'évaluation au moyen de la fréquence cardiaque et de l'observation de l'activité*, 16, 23, INRS, 8p.

HUIJBREGTS, M. 1999. "Life-cycle impact assessment of acidifying air polluants: Draft version". 40.

HUIJBREGTS, M. A. J., SCHOPP, W., VERKUIJLEN, E., HEIJUNGS, R.REIJNDERS, L. 2000. "Spatially Explicit Characterization of Acidifying and Eutrophying Air Pollution in Life-Cycle Assessment". *Journal of Industrial Ecology.* 4:3. 75-92.

HUMBERT, S., MARGNI, M.JOLLIET, O. 2004. "IMPACT 2002+: User Guide Draft for Version 2.0". 1-37.

IMAMURA, T. 2000. "Ozone layer depletion: mechanisms and current and future states". *Nihon Enerugi Gakkaishi/Journal of the Japan Institute of Energy.* 79:8. 790-797.

IPCC 6 juin 2006. Climate Change 2001: IPCC Third Assessment Report. In [En ligne]. http://www.grida.no/climate/ipcc tar/ (Page consultée le 16 octobre 2006)

ISO 1997. *CAN/CSA-ISO 14040-97 - Environmental Management- Life Cycle Assessment- Principles and Framework*, 12p.

ISO 1998. *CAN/CSA-ISO 14041-98- Environmental Mangement- Life Cycle Assessment- Goal and Scope Definition and Inventory Analysis*, 22p.

ISO 2000. *CAN/CSA-ISO 14042-00 - Environmental Management- Life Cycle Assessment- Life Cycle Impact Assessment*, 16p.

JEFFRIES, D. S.OUIMET, R. Évaluation scientifique 2004 des dépôtss acides au Canada. In *440*. [En ligne]. http://www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/acid/assessment2004/assessment 2004 e.pdf (Page consultée le

JENKIN, M. E.HAYMAN, G. D. 1999. "Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters". *Atmospheric Environment.* 33:8. 1275-1293.

KLEPPER, O., BEUSEN, A. H. W.MEINARDI, C. R. 1995. *Modeling the flow of nitrogen and phosphorus in Europe: from loads to coastal seas.* National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, 39p.

LABOUZE, E., HONORÉ, C., MOULAY, L., COUFFIGNAL, B.BEEKMANN, M. 2004. "Photochemical Ozone Creation Potentials. A new set of characterization factors for different gas species on the scale of Western Europe". *Internation Journal of Life Cycle Assessment.* 9:3. 187-195.

LAM, D. C. L., MAYFIELD, C. I., SWAYNE, D. A.HOPKINS, K. 1994. "A prototype information system for watershed management and planning." *J. Biol. Sys.* 2:499-517.

LAM, D. C. L., SWAYNE, D. A., WONG, I.STOREY, J. 1992. "A knowledgebased approach to regional acidification modelling." *Environ. Monit. Assess.* 23:83-97.

LINDSTRÖM, R. 2005. *Groundwater vulnerability assessment using process-based models*. 44p. Kungliga Tekniska högskolan.

LOERINCIK, Y., SUH, S.JOLLIET, O. 2003. "Life cycle environmental impact of the internet infrastructure in a university". Boston MA, United States, Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc., 173-176.

MEINARDI, C. R., BEUSEN, A. H. W., KLEPPER, O.WILLEMS, W. J. 1994. *Nitrate contamination of european soils and groundwater.* National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, 16p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1993. *Groundwater Vulnerability Assessment. Predicting Relative Contamination Potential Under Conditions of Uncertainty*, National Academy Press, WASHINGTON, D.C, 193.

NIXON, A.CURRAN, T. Les pluies acides. In [En ligne]. http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection-R/LoPBdP/CIR/7937-f.htm (Page consultée le July 11)

NORRIS, G. A. 2003. "Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts: Methods for Acidification, Eutrophication, and Ozone Formation". *Journal of Industrial Ecology.* 6:3&4. 79-101.

POTTING, J., BEUSEN, A. H. W., ØLLGAARD, H., HANSEN, O. C., HAAN, B. D., HAUSCHILD, M., SCHÖPP, W., BLOK, K., BASTRUP-BIRK, A., TRUKENMÜLLER, A., CHRISTENSEN, F. M., JAARSVELD, H. V., OLSEN, S. I., TØRSLØV, J., RASMUSSEN, D., NIELSEN, P. H.LAURSEN, J. E. April 2005. Background for spatial differentiation in LCA impact assessment - The EDIP2003 methodology. In [En ligne]. http://www.mst.dk/homepage/default.asp?Sub=http://www.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-581-6/html/helepubl eng.htm#1.1 (Page consultée le 25 septembre, 2006)

POTTING, J., SCHÖPP, W., BLOK, K.HAUSCHILD, M. 1998. "Site-Dependent Life-Cycle Impact Assessment". *Journal of Industrial Ecology.* 2:2. 63-87.

PRÉ CONSULTANTS B.V. 2000. *The Eco-indicator 99 - A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Report.*

REID, C. 2006. *Analyse du cycle de vie de la gestion des résidus miniers.* 203p. Polytechnique de Montréal.

ROTH, K. W., GOLDSTEIN, F.KLEINMAN, J. 2002. *Energy Consumption by Office and Telecommunications Equipment in Commercial Buildings -Volume I: Energy Consumption Baseline.* Office of Building Equipment, Cambridge, 211p.

SANGER, L.WALES, J. 1 Octobre 2006. Wikipedia: The free Encyclopedia. In [En ligne]. (Page consultée le 10 Octobre 2006)

SATAKE, K.OISHI, S. 1998. "LCA for electronic products. A case study for CD-ROM drives". *International Symposium on Electronics and the Environment.* Oak Brook, USA, 176-179.

SEPPÄLÄ, J., KNUUTTILA, S.SILVO, K. 2004. "Eutrophication of Aquatic Ecosystems - A New Method for Calculating the Potential Contributions of Nitrogen and Phosphorus". *Internation Journal of Life Cycle Assessment.* 9:2. 90-100.

SEPPÄLÄ, J., POSCH, M., JOHANSSON, M.HETTELINGH, J.-P. 2006. "Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator". *Internation Journal of Life Cycle Assessment.* Online first:14.

SHANNON, J. D. 1997. "Scales of sulfur concentrations and deposition from the perspective of the receptor". *Atmospheric Environment.* 31:23. 3933-3939.

SIMARD, C.CAMERON, M. 2002. *L'activité humaine et l'environnement 2000,* Statistique Canada, Ottawa, 352.

SOCOLOF, M. L., OVERLY, J. G., KINCAID, L. E.GIEIBIG, J. R. 2001. *Desktop Computer Displays: A life-Cycle Assessment.* University of Tennessee Center for Clean Products and Clean Technologies, Tennessee, 300p. EPA-744-R-01-004a.

SPIELMANN, M., KÄGI, T., STADLER, P.TIETJE, O. 2004. *Life Cycle Inventories of Transport Services.* Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zürich, 249p. 14.

TAIARIOL, F., FEA, P., PAPUZZA, C., CASALINO, R., GALBIATI, E.ZAPPA, S. 2001a. "Life cycle assessment of an integrated circuit product". 128-133.

TAIARIOL, F., FEA, P., PAPUZZA, C.RAMELLA, A. 2001b. "Environmental impact of a telecommunication service". *International Symposium on Electronics and the Environment.* Denver, USA, 273-278.

TOFFOLETTO, L., BULLE, C., GODIN, J., REID, C.DESCHÊNES, L. 2005. "LUCAS - A New LCIA Method Used for a CAnadian-Specific Context". *Int J LCA.* 1 - 10.

TSCHUDI, W., XU, T., SARTOR, D., KOOMEY, J., NORDMAN, B.SEZGEN, O. 2004. *Energy efficient data centers.* Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, 775 pagesp. LBNL--54163; R&D Project: 80YA01; TRN: US200515%%210.

UNECE 1999. *Protocole à la convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique.* UNECE, Gothenburg, 86p.

INFLUENCE DE LA RÉSOLUTION SPATIALE SUR LES FACTEURS DE CARACTÉRISATION DE LUCAS POUR LES CATÉGORIES D'IMPACTS DE L'ACIDIFICATION AQUATIQUE ET DE LAFORMATION D'OZONE PHOTOCHIMIQUE : ÉTUDE DE CAS SUR LE TELEPOD

ANNEXES

ANNEXE

Les annexes de ce mémoire sont présentées sur un disque compact comportant 15 fichiers dont 1 fichier Word et 14 fichiers Excel.

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

Noms des fichiers	Descriptions
Annexe A_Description détaillée des systèmes de produit du Telepod.doc	Présente la description détaillée des processus utilisés dans l'ACV du Telepod.
Annexe B_Facteur de caractérisation avec exposition.xls	Présente les facteurs de caractérisation pour l'acidification aquatique (Acidification) et la formation d'ozone photochimique (FOP) avec les facteurs d'effet et d'exposition. Le nom des onglets donne d'abord l'échelle de résolution et ensuite la catégorie d'impact.
Annexe C_ Facteur de caractérisation sans exposition.xls	Présente les facteurs de caractérisation pour l'acidification aquatique (Acidification) et la formation d'ozone photochimique (FOP) sans les facteurs d'effet et d'exposition. Le nom des onglets donne d'abord l'échelle de résolution et ensuite la catégorie d'impact.
Annexe D_Caractérisations des Impacts du Telepod avec LUCAS	Présente les résultats de l'évaluation des impacts du Telepod. Chaque fichier Excel porte le nom de la catégorie d'impacts des résultats qui y sont présentés. Dans le fichier, les résultats de Simapro 7 sont présentés avec le graphique utilisé pour les présenter dans ce mémoire.