



HAL
open science

Développement d'une méthodologie de fiabilisation des prises de décisions environnementales dans le cadre d'analyses de cycle de vie basée sur l'analyse et la gestion des incertitudes sur les données d'inventaires

Yann Leroy

► To cite this version:

Yann Leroy. Développement d'une méthodologie de fiabilisation des prises de décisions environnementales dans le cadre d'analyses de cycle de vie basée sur l'analyse et la gestion des incertitudes sur les données d'inventaires. Sciences de l'ingénieur [physics]. Arts et Métiers ParisTech, 2009. Français. NNT : 2009ENAM0033 . pastel-00005830

HAL Id: pastel-00005830

<https://pastel.hal.science/pastel-00005830>

Submitted on 17 Jun 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Ecole doctorale n° 432 : Sciences des Métiers de l'Ingénieur

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur

de

l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers

Spécialité "Génie Industriel"

*présentée et soutenue publiquement
par*

Yann LEROY

Le 30 Novembre 2009

**DEVELOPPEMENT D'UNE METHODOLOGIE DE
FIABILISATION DES PRISES DE DECISIONS
ENVIRONNEMENTALES DANS LE CADRE D'ANALYSES DE
CYCLE DE VIE BASEE SUR L'ANALYSE ET LA GESTION DES
INCERTITUDES SUR LES DONNEES D'INVENTAIRES**

Directeur de thèse : Daniel Froelich

Jury :

Claude MIRODATOS, Directeur de Recherche, IRC, Université Lyon 1 Président du jury
Michele ARESTA, Professeur, CIRCC, Université de Bari Rapporteur
Dominique MILLET, Professeur, LISMMA, SUPMECA Toulon Rapporteur
Bernard YANNOU, Professeur, LGI, Ecole Centrale Paris Examineur
Youcef BOUZIDI, Enseignant chercheur, CREIDD, UTT Examineur
Daniel FROELICH, Professeur, MAPIE, Arts et Métiers ParisTech Directeur de thèse

Laboratoire de Modélisation, Analyse et Prévention des Impacts Environnementaux
Arts et Métiers ParisTech, Institut de Chambéry

*Arts et Métiers ParisTech (Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers) est un Grand Etablissement
dépendant du Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche, composé de huit centres :*
AIX-EN-PROVENCE ANGERS BORDEAUX CHÂLONS-EN-CHAMPAGNE CLUNY LILLE METZ PARIS

Remerciements

Merci !!

Tout d'abord un grand merci à Delphine, à Albanne et à ma famille. Vous avez su me soutenir et me supporter tout au long de ces travaux thèse.

Merci Daniel pour cette coopération, ton soutien et de m'avoir donné l'opportunité de réaliser ces travaux.

Un grand merci aux membres du jury. Merci d'avoir accepté de juger mes travaux : Claude Mirodatos, Michele Aresta, Dominique Millet, Bernard Yannou, Youcef Bouzidi & Daniel Froelich.

Un grand merci aux différents acteurs du projet Topcombi. Merci de m'avoir intégré et soutenu tout au long de ce projet Européen.

Je remercie également l'ensemble du laboratoire MAPIE de l'institut Arts et Métiers de Chambéry. Merci Sabine pour ta bonne humeur communicative, ton soutien et ta réactivité.

Merci à Alain, Suzanne, Lisa, Bertrand, Marianne, Sébastien, Mylène.

Merci à l'ensemble du plateau pour cette ambiance sereine, joviale et enrichissante : Sophie, Marion, Charlotte, Jade et Carole. Merci également à: Chrystel, Erwan, Wassim, Simon, Nizar, Stéphane, Gautier, Goran et j'en oublie certainement.

Enfin je tiens à remercier particulièrement la communauté MCE (Méthodologies de Conception et d'Eco-conception). Merci de m'avoir accompagné, de m'avoir fourni un cadre privilégié d'écoute et de partage sur ces thématiques de recherches.

A Pat & Lulu...

Un Grand Merci à Tous !!!

Résumé

DEVELOPPEMENT D'UNE METHODOLOGIE DE FIABILISATION DES PRISES DE DECISIONS ENVIRONNEMENTALES DANS LE CADRE D'ANALYSES DE CYCLE DE VIE BASEE SUR L'ANALYSE ET LA GESTION DES INCERTITUDES SUR LES DONNEES D'INVENTAIRES

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est aujourd'hui définie comme une approche aboutie et reconnue d'évaluation de la performance environnementale des produits, procédés et services. Cependant et malgré la standardisation dont elle a fait l'objet dans les années 1990, certaines limites subsistent et contribuent à fragiliser la fiabilité de ses résultats. La non-prise en compte quasi systématique des incertitudes et de la qualité des données d'inventaire, et son caractère consommateur de ressources en font partie. Ces carences mettent en avant la nécessité de développer une méthodologie de gestion de ces deux paramètres.

C'est dans ce contexte que s'inscrivent les travaux de recherche. Nous proposons donc une méthodologie de fiabilisation des décisions environnementales basées sur des ACV, à partir de l'analyse et la gestion des incertitudes sur les données d'inventaire. Cette dernière combine une approche qualitative s'appuyant sur l'utilisation d'une matrice de pedigree et une approche quantitative propageant l'incertitude sur les données d'entrée au moyen de simulations de Monte Carlo. La méthodologie développée nous permet d'une part d'estimer la qualité des inventaires et donc du résultat, et d'autre part d'identifier et de localiser les données les plus influentes sur cet indice de qualité. Cette analyse générée à partir d'informations relativement accessibles permet également une optimisation de la phase de collecte et des ressources allouées. Nous pouvons en effet juger de la pertinence d'une collecte additionnelle en intégrant le potentiel de dégradation d'une donnée sur le degré de fiabilité estimé du résultat. Les conclusions de notre recherche devraient contribuer à crédibiliser les résultats d'ACV et faciliter la mise en œuvre de telles analyses par la gestion raisonnée des efforts de collecte.

Mots clefs : Analyse de Cycle de Vie, Analyse d'incertitude, Processus de décision, Qualité des données, Eco-conception, Procédé catalytique, Fiabilité

Abstract

DEVELOPMENT OF A METHODOLOGY TO RELIABLE ENVIRONMENTAL DECISIONS FROM LIFE CYCLE ASSESSMENT BASED ON ANALYSIS AND MANAGEMENT OF UNCERTAINTY ON INVENTORY DATA

Life Cycle Assessment is defined as a recognized approach to assess the environmental performance of products, processes and services. However, despite the standardization which has been in the 1990s, some limitations remain and contribute to decrease the reliability of its results. The failure to take systematically into account uncertainties and data quality, and its time-consuming character belong. These shortcomings highlight the need to develop a methodology to manage these two parameters.

This is in this context that we perform our research. We therefore propose a methodology to reliable environmental decisions based on LCA, from analysis and management of uncertainty on inventory data. The latter combines a qualitative approach based on a pedigree matrix and a quantitative approach to propagate uncertainty parameters through the use of Monte Carlo simulations. The developed methodology allows us to first estimate the quality of inventories and therefore the outcome, and secondly to identify and locate the data the most influential on the quality index. This analysis, generated from relatively accessible information also allows an optimization of the data collection and allocated resources. We can indeed, judge the relevance of data collection by incorporating additional potential degradation of a given data on the reliability of final results. The findings of our research should contribute to the credibility of LCA results and facilitate the implementation of such analysis by the rational management of data collection efforts.

Keywords: Life Cycle Assessment, Uncertainty analysis, Decision-making, Data quality assessment, Eco-design, Catalytic processes, Reliability

Glossaire

ACV	Analyse de Cycle de Vie
AD	Abiotic Depletion
AFNOR	Association de Française de Normalisation
CML	Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden - Institut des Sciences de l'Environnement
DEEE	Déchets d'Équipement Électriques et Électroniques
DEC	Diéthyl Carbonate
DfX	Design for X (Recycling, Remanufacturing, Dismantling, Environment)
DMC	Diméthyl Carbonate
EDIP	Environmental Design of Industrial Product (Eco-indicator)
EF	Ecological Footprint
EMS	Environmental Management System
EPD	Environmental Product Declaration
ESQCV	Évaluation Simplifiée et Qualitative du Cycle de Vie
ET	Environmental Toxicity
EuP	Energy using Product (directive) GIEC (Voir IPCC)
GWP	Global Warming Potential
HT	Human Toxicity
ICV	Inventaire de Cycle de Vie
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change.
ISO	International Standard Organisation
MET	Matrice Matériaux-Energie-Toxicité
MFA	Material Flow Accounting
MIPS	Material Intensity Per Service
MRI	Midwest Research Institute
OPEP	Organisation des Pays Exportateurs de Pétrole
QFDE	Quality Function Deployment for Environment
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (Directive)
REPA	Resources and Environmental Profile Analysis
ROHS	Restriction of Hazardous Substances
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SFA	Substance Flow Analysis
TRACI	Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental impacts (US EPA)

Sommaire

REMERCIEMENTS	2
RESUME	3
ABSTRACT.....	4
GLOSSAIRE	V
SOMMAIRE.....	VI
TABLE DES FIGURES.....	X
TABLE DES TABLEAUX	XII
INTRODUCTION GENERALE	13
CHAPITRE 1	16
L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE : UN OUTIL D'EVALUATION DE LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES SYSTEMES COMPLEXES	16
1. DE L'ANALYSE ENVIRONNEMENTALE A DES SOLUTIONS DE REDUCTION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	20
1.1. <i>Vers l'intégration de la performance environnementale en conception.....</i>	20
1.2. <i>Les outils d'éco-conception.....</i>	21
1.2.1. Les outils d'analyse environnementale	21
1.2.2. Les outils d'orientation de conception	24
1.2.3. Positionnement de ces outils d'éco conception	26
1.2.4. Connaissance du système et degré de liberté en conception	28
1.3. <i>Conclusion intermédiaire</i>	29
2. L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE – DEFINITION ET APPLICATIONS	30
2.1. <i>Définition</i>	30
2.2. <i>Historique de l'ACV.....</i>	32
2.2.1. Vers une meilleure gestion des ressources naturelles	32
2.2.2. De bilans quantifiés à l'ACV	32
2.2.3. Un essor fulgurant puis la cassure	33
2.2.4. Vers une harmonisation des pratiques	33
2.2.5. La pratique ACV aujourd'hui	34
2.3. <i>Domaines d'application.....</i>	34
3. L'ACV – DESCRIPTION ET METHODOLOGIE.....	35
3.1. <i>Description de la méthodologie</i>	35
3.2. <i>Les étapes de l'ACV.....</i>	36
3.3. <i>Etape 1 : la phase d'orientation de l'étude (Goal and scope definition).....</i>	36
3.4. <i>Etape 2 : la phase d'Inventaire de Cycle de Vie</i>	37
3.5. <i>Etape 3 : la phase d'évaluation des impacts environnementaux.....</i>	37
3.6. <i>Etape 4 : La phase d'interprétation</i>	41
3.7. <i>Etape 5 (optionnelle) : la traduction des résultats d'analyse en préconisations de conception ou de minimisation des impacts environnementaux</i>	41
4. FORMATS TYPIQUES DES RESULTATS D'ACV	42
5. LIMITES DE L'APPROCHE ACV	43
CONCLUSION	46
CHAPITRE 2	48
DE LA PRISE EN COMPTE DE L'INCERTITUDE DANS LES ANALYSES DE CYCLE DE VIE	48
1. TERMINOLOGIE.....	51
1.1. <i>Incertitude</i>	51
1.2. <i>Variabilité</i>	53
1.3. <i>Qualité.....</i>	53
1.4. <i>Positionnement.....</i>	54
2. DE LA NECESSITE D'INTEGRER LES INCERTITUDES DANS LES ACV	54
3. IDENTIFICATION DES SOURCES D'INCERTITUDES POTENTIELLES EN ACV.....	55
3.1. <i>Vers une typologie de l'incertitude</i>	55

3.2.	<i>De la nécessité d'une typologie de l'incertitude</i>	58
3.3.	<i>Revue des typologies</i>	58
3.4.	<i>Localisation dans l'approche ACV</i>	60
4.	CONTEXTE – ETAT ACTUEL DE L'ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE DANS LES ACV	61
4.1.	<i>Etat actuel</i>	61
4.2.	<i>Pourquoi ce manque ?</i>	62
5.	REVUE DES METHODES ACTUELLEMENT UTILISEES POUR EVALUER ET PROPAGER LES INCERTITUDES EN ACV	62
5.1.	<i>Méthodes quantitatives</i>	62
5.1.1.	Analyse et propagation d'intervalles [Heijungs 96]	62
5.1.2.	Approche statistique classique [Coulon et al. 97]	65
5.1.3.	Les réseaux bayésiens	70
5.1.4.	Les ensembles flous [Weckenmann & Schwan 01][Tan 08]	71
5.1.5.	Analyse de sensibilité [ISO 06b] [Steen 97]	72
5.1.6.	Analyse de scénarios	72
5.2.	<i>Approche qualitative</i>	73
5.2.1.	Description	73
5.2.2.	Liste des méta-données	75
5.2.3.	Evaluation des défauts de qualité	77
5.2.4.	Utilité	77
5.3.	<i>Approches hybrides : quantification à partir de résultats qualitatifs</i>	78
	CONCLUSION	81
	CHAPITRE 3	83
	FIABILISATION DES DECISIONS ENVIRONNEMENTALES BASEES SUR LES RESULTATS D'ACV PAR L'IMPLEMENTATION D'UNE APPROCHE MIXTE	83
1.	VERS UNE FIABILISATION DES RESULTATS D'ACV COMBINANT LES APPROCHES QUALITATIVE ET QUANTITATIVE	86
2.	PHASE D'ORIENTATION DE L'ÉTUDE : UNE PHASE PREPONDERANTE	89
2.1.	<i>Objectifs de l'analyse</i>	90
2.2.	<i>Identification des procédés de référence</i>	91
2.3.	<i>Orientation de l'analyse</i>	91
2.3.1.	Objectifs de l'étude	91
2.3.2.	Limites du système	92
2.3.3.	Unité fonctionnelle	92
2.3.4.	Catégories d'impacts d'intérêt	92
2.3.5.	Définition des objectifs de collecte	93
3.	VERS UN CONTROLE DE LA QUALITE DE L'INFORMATION EN TEMPS REEL BASE SUR L'IMPLEMENTATION DE MATRICES DE PEDIGREE	94
3.1.	<i>Proposition</i>	94
3.2.	<i>La matrice de pedigree : outil de caractérisation des données collectées</i>	97
3.3.	<i>Définition d'un niveau de qualité minimum acceptable – définition des objectifs de collecte</i>	99
3.4.	<i>Evaluation de la qualité des données</i>	99
3.4.1.	Présentation de la matrice	99
3.4.2.	Note relative à l'emploi de la matrice et influence du système observé	99
3.4.3.	Présentation des résultats sous forme matricielle	100
4.	PROPAGATION DES INDICES DE QUALITE DE PROCHE EN PROCHE	101
4.1.	<i>Analyse de contribution</i>	101
4.2.	<i>Evaluation qualitative d'un macro-système</i>	104
4.2.1.	Système composé de sous-systèmes indépendants	104
4.2.2.	Système composé de sous-systèmes dépendants	106
4.3.	<i>Evaluation du dommage qualitatif</i>	108
5.	DEFINITION D'UN INDICE DE QUALITE GLOBALE	109
5.1.	<i>Agrégation sous forme d'indice de qualité</i>	109
5.1.1.	Hypothèses d'agrégation	109
5.1.2.	Procédure d'agrégation	110
5.2.	<i>Représentation et interprétation</i>	110
5.2.1.	Diagramme indice de qualité – contribution	110
5.2.2.	Représentation de l'indice de qualité en fonction du rang	112
5.2.3.	Représentation de l'écart normalisé	113
5.3.	<i>Discussion de la méthodologie</i>	114
6.	EVALUATION QUANTITATIVE	115

6.1.	<i>Limitation au procédé à l'étude</i>	115
6.2.	<i>Evaluation de la variabilité par la mesure</i>	115
7.	VERS LA VALIDATION DES ALTERNATIVES DE CONCEPTION.....	116
CONCLUSION		119
CHAPITRE 4		120
IMPLEMENTATION DE LA METHODOLOGIE A L'EVALUATION D'UN PROCEDE DE SYNTHESE CATALYTIQUE		120
1.	CONTEXTE DE RECHERCHE	123
2.	LE CARBONATE DE DI-METHYLE (DMC): UN SUBSTITUT RESPECTUEUX DE L'ENVIRONNEMENT	124
2.1.	<i>Propriétés physiques</i>	124
2.2.	<i>Profil toxicologique</i>	125
2.3.	<i>Applications</i>	125
2.4.	<i>Substitut de choix dans l'optique d'une chimie plus respectueuse de l'environnement</i>	126
2.5.	<i>Modes de production existants</i>	126
2.5.1.	Phosgénation d'alcool : synthèse traditionnelle de DMC	127
2.5.2.	Carbonylation oxydative en présence de CuCl (phase liquide) : procédé EniChem, retenu dans l'étude de cas	127
2.5.3.	Carbonylation oxydative en phase vapeur : Procédé Ube Ind.....	128
2.5.4.	Autres modes de production potentiels.....	128
3.	ACV COMPARATIVE DES MODES DE PRODUCTION EXISTANTS AVEC LE NOUVEAU PROCEDE TOPCOMBI – OBJECTIFS DE L'ANALYSE	130
3.1.	<i>Alternative en développement : production de DEC à partir de CO2 et de bio-éthanol</i>	130
3.2.	<i>Objectifs et orientation de l'analyse</i>	130
3.2.1.	Identification des procédés à l'étude.....	130
3.2.2.	Objectifs de l'ACV	131
3.3.	<i>Objet de l'analyse et périmètre d'étude</i> :	131
3.4.	<i>Définitions des objectifs de collecte</i>	132
3.5.	<i>Quantification de l'incertitude</i>	133
3.6.	<i>Définitions des catégories d'impacts d'intérêt</i>	133
4.	DESCRIPTION DES SYSTEMES A L'ETUDE.....	134
4.1.	<i>Synthèse de DMC à partir de phosgène</i>	134
4.1.1.	Introduction	134
4.1.2.	Description du procédé	134
4.1.3.	Source de données et hypothèse de modélisation	139
4.2.	<i>Procédé Enichem – Carbonylation oxydative catalysée au chlorure de cuivre</i>	139
4.2.1.	Introduction	139
4.2.2.	Description du procédé	140
4.2.3.	Hypothèses de modélisation	141
4.3.	<i>Procédé en développement (TopCombi) - confidentiel</i>	142
4.4.	<i>Conclusion</i>	143
5.	EXPERIMENTATION 1 : DU CHOIX DES DONNEES.....	144
5.1.	<i>Objectif</i>	144
5.2.	<i>Description des ICV disponibles</i>	144
5.2.1.	Source 1	144
5.2.2.	Source 2.....	145
5.2.3.	Source 3.....	145
5.3.	<i>Discussion</i>	146
5.4.	<i>Evaluation qualitative des trois ICV</i>	146
5.4.1.	Analyse de contribution.....	148
5.4.2.	Estimation de l'indice de qualité du sous-système.....	148
5.5.	<i>Observation</i>	149
5.6.	<i>Conclusion</i>	150
6.	EXPERIMENTATION 2 : DU CARACTERE EVOLUTIF DES REPRESENTATIONS DE SYSTEME	151
6.1.	<i>Objectif</i>	151
6.2.	<i>Qualification des données composant l'ICV complet (C)</i>	151
6.3.	<i>Evolution des contributions et des indices de qualité</i>	153
6.4.	<i>Interprétation</i>	154
6.5.	<i>Conclusion</i>	156
7.	EXPERIMENTATION 3 : IMPLEMENTATION DE LA METHODOLOGIE	157
7.1.	<i>Objectif</i>	157

7.2.	<i>Analyse qualitative des jeux de données</i>	157
7.2.1.	Validation de l'inventaire	157
7.2.2.	Cartographie d'ICV	158
	<i>Voir Chapitre 3 – Section 3.4.3</i>	158
7.3.	<i>Analyse de contribution</i>	160
	<i>Voir Chapitre 3 – Section 4.1.</i>	160
7.4.	<i>Evaluation de la qualité du macro-système</i>	162
7.4.1.	Etablissement des diagrammes de propagation de l'indice de qualité	162
	<i>Voir Chapitre 3 – Sections 4.2.1 et 4.2.2</i>	162
7.4.2.	Synthèse des indices de qualité pour chaque alternative.....	163
7.4.3.	Discussion des indices de qualité mesurés.....	164
7.5.	<i>Identification des défauts de qualité en regard des objectifs de collecte</i>	165
7.6.	<i>Evaluation quantitative</i>	167
7.6.1.	Observation.....	168
7.6.2.	Interprétation	169
7.6.3.	Validation des résultats préliminaires : propagation des incertitudes par simulations de Monte Carlo. .	169
7.7.	<i>Positionnement des alternatives</i>	172
	<i>Voir Chapitre 3 – Section 7.</i>	172
	CONCLUSION	175
	CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	176
	BIBLIOGRAPHIE	181

Table des figures

Figure 1 : Positionnement des outils d'éco conception selon le degré d'évaluation environnementale et le potentiel d'amélioration de la performance environnementale [Le Pochat 05] [Janin 00]	27
Figure 2 : Positionnement des outils d'éco conception en fonction du type de contribution fournis par chacun et de la chronologie d'implémentation dans le processus de conception [Dewulf 03]	27
Figure 3 : Dynamique du processus de conception caractérisée par l'évolution de la connaissance produit et des choix de conception [Kortman et al.95]	29
Figure 4 : Représentation typique du cycle de vie d'un produit	31
Figure 5 : Synthèse des principales applications d'une ACV	35
Figure 6 : Les grandes étapes de réalisation d'une ACV [ISO 06a]	36
Figure 7 : Illustration des résultats typiques d'une Analyse de Cycle de Vie	43
Figure 8 : Composantes de l'information	56
Figure 9 : Représentation graphique d'une distribution Gaussienne	66
Figure 10 : Représentation graphique d'une distribution lognormale	67
Figure 11 : Représentation graphique d'une distribution triangulaire	68
Figure 12 : Représentation graphique d'une distribution uniforme	69
Figure 13 : Composantes de la qualité des résultats d'ACV [SETAC 92]	73
Figure 14 : Propriétés géométriques de la distribution normale	79
Figure 15 : Proposition de méthodologie d'intégration des incertitudes en ACV	87
Figure 16 : Description de la phase d'orientation et positionnement dans le schéma méthodologique	90
Figure 17 : Evolution dynamique de la complétude du système et de l'analyse de qualité des données d'inventaire	96
Figure 18 : Description de la phase d'évaluation qualitative des données d'inventaire	97
Figure 19 : Evaluation du degré de qualité de l'inventaire à partir de l'observation de l'écart normalisé entre l'indice de qualité de l'inventaire collecté et l'indice de qualité de l'inventaire théoriquement collecté	109
Figure 20 : Pondération des méta-données conduisant à l'élaboration d'un indice de qualité globale	110
Figure 21 : Positionnement des données selon leur contribution et leur degré de qualité	111
Figure 22 : Représentation de l'évolution des indices de qualité observés depuis les données de rang n jusqu'au système à l'étude de rang zéro	112
Figure 23 : Représentation de l'évolution des indices de qualité attendus depuis les données de rang n jusqu'au système à l'étude de rang zéro	113
Figure 24 : Représentation de l'écart normalisé entre le degré de qualité observé et le degré de qualité attendue	114
Figure 25 : Exemples d'applications nécessitant l'utilisation de DMC	126
Figure 26 : Diagramme de flux simplifié de la production de DMC à partir de Phosgène	134
Figure 27 : Diagramme de flux du procédé de synthèse de 1000 grammes de DMC à partir de Phosgène	135
Figure 28 : Schéma du procédé de synthèse de Phosgène [Ullmann 02]	136
Figure 29 : Schéma du système de production de monoxyde de carbone par oxydation partielle d'hydrocarbures fossiles	137
Figure 30: Diagramme de flux du procédé de synthèse de 1000 grammes de DMC selon le procédé Enichem	140
Figure 31 : Diagramme de flux d'une production de DEC à partir de bio-ressources	143
Figure 32 : Diagramme de l'inventaire de production d'O2 issu de la source 1	144
Figure 33 : Diagramme de flux de la production d'O2 issu de la source 2	145
Figure 34 : Diagramme de flux de la production d'O2 issu de la source 3	145
Figure 35 : Représentation des indices de qualité des trois ICV selon les différentes catégories d'impacts environnementaux retenus	149
Figure 36 : Evolutions respectives des contributions au GWP et des indices de qualité de chacun des sous-systèmes	154
Figure 37 : Evolutions respectives des contributions à la toxicité humaine et des indices de qualité de chacun des sous-systèmes	154
Figure 38 : Propagation des indices de qualité. Evaluation du procédé EniChem pour le GWP	162
Figure 39 : Propagation des indices de qualité. Evaluation du procédé EniChem pour la consommation de ressources abiotiques	163
Figure 40 : Positionnement des indices de qualité sur une échelle de qualité	164

Figure 41 : Positionnement des ICV constitutifs du macro-système de production de DMC EniChem en fonction de leur contribution à l'impact et de leur profil de qualité _____	166
Figure 42 : Représentation de l'écart normalisé entre la qualité d'ICV attendue et la qualité d'ICV obtenue pour les données représentatives du procédé de synthèse de DMC EniChem _____	167
Figure 43 : Evaluation environnementale des cinq alternatives de production de DMC ET DEC pour les quatre catégories d'impacts considérées _____	168
Figure 44 : Représentation des distributions de probabilités évaluées par simulations de Monte Carlo pour chaque catégorie d'impact et pour chaque alternative de production (10000 itérations) _	171
Figure 45 : Evolution de la différence normalisée des impacts entre la référence et une production mixte à partir de canne à sucre et de betterave en fonction de la part de bioéthanol produit à partir de betterave _____	173

Table des tableaux

Tableau 1 : Exemple de matrice MET _____	22
Tableau 2 : Exemple de matrice ESQCV _____	23
Tableau 3 : Liste des méthodes d'évaluation les plus communément utilisées _____	39
Tableau 4 : Liste des problèmes actuellement rencontrés en ACV d'après [Reap et al. 08a] _____	44
Tableau 5 : Méthodes de gestion des incertitudes en fonction de leur nature d'après [Huijbregts 01] _____	58
Tableau 6 : Evolution des sources d'incertitudes reconnues en ACV. _____	60
Tableau 7 : Localisation des incertitudes dans les différentes phases de l'ACV d'après [Bjöklund 02] _____	61
Tableau 8 : variables de mesures de l'impact d'une émission de méthane _____	64
Tableau 9 : Exemple de matrice de pedigree d'après [Ecolvent 07] _____	74
Tableau 10 : Liste des méta-données potentiellement utilisables _____	75
Tableau 11 : Tableau des indices de dispersion selon les différents scores de la matrice de pedigree [Ecolvent 07] _____	80
Tableau 12 : Présentation de la matrice de pedigree d'après [Weidema & Wesnaes 96] _____	98
Tableau 13 : Exemple de résultats d'analyse qualitative _____	101
Tableau 14 : Illustration de la variabilité du nombre de substances contributives au potentiel de réchauffement climatique. CML 92, CML 2000, TRACI _____	103
Tableau 15 : Clefs de positionnement de l'alternative de production pour chaque catégorie d'impact en comparaison du procédé de référence. _____	118
Tableau 16 : Propriétés toxicologiques du DMC, du phosgène, du sulfate de diméthyle et du chlorure de diméthyle [Ono 97], [Pacheco & Marshall 97] _____	125
Tableau 17 : Liste des différentes voies de synthèse de DMC d'après [Aresta & Galatola 99] _____	129
Tableau 18 : Evaluation qualitative des trois ICV potentiellement utilisables pour la modélisation _____	147
Tableau 19 : Analyse de contribution impact spécifique _____	148
Tableau 20 : Matrice de pedigree se rapportant à l'inventaire de production de DMC à partir de phosgène _____	152
Tableau 21 : Liste des flux élémentaires et de processus successivement introduits dans le modèle _____	153
Tableau 22 : Cartographie de l'ICV EniChem. Les données colorées présentent des défauts de collecte compte tenu des objectifs de collecte _____	160
Tableau 23 : Analyse de contribution pour les processus constitutifs de l'ICV EniChem _____	161
Tableau 24 : Synthèse des indices de qualité globale pour les cinq alternatives et pour chaque catégorie d'impacts _____	163
Tableau 25 : Positionnement des inventaires de chaque alternative et pour chaque catégorie d'impact sur une échelle qualitative _____	164
Tableau 26 : Evaluation du gain environnemental potentiel de chaque alternative par rapport à l'alternative de référence. Les valeurs négatives traduisent un impact supérieur à celui de la référence alors qu'une valeur positive traduit un gain de la performance environnementale _____	168
Tableau 27 : Positionnement des alternatives de production de DEC par rapport au procédé de référence au phosgène _____	172

Introduction générale

La prise de conscience d'un environnement fini et fragile face aux pratiques anthropiques, combinée à la multiplication des législations environnementales sur les produits, procédés et services fait aujourd'hui de la préservation des ressources, la gestion des déchets ou encore des effluents des préoccupations sociétales majeures. Jadis focalisée sur des approches curatives ayant montré leurs limites, la gestion de l'environnement passe aujourd'hui par une intégration systématique dans les processus de conception des produits et procédés. Cette contrainte, prise en compte au même titre que la faisabilité technique, la satisfaction des attentes client ou encore la dimension économique a donné lieu à la naissance de l'éco-conception. Cette dernière vise à développer les systèmes dans le respect des principes du développement durable. Pour ce faire différents outils et méthodes sont à la disponibilité du concepteur. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) en fait partie.

Cette approche est des plus reconnues à l'heure actuelle. Elle permet de mesurer la performance environnementale des systèmes sur l'ensemble de leur cycle de vie, du berceau jusqu'à la tombe, et d'identifier les phases de cycle ou les composants (matériaux, procédés) les plus impactants. Ces résultats permettent donc de dégager des opportunités de réduction des impacts ou dommages environnementaux en fournissant un retour d'expérience sur les solutions techniques évaluées.

Cependant, l'ACV présente encore certaines lacunes méthodologiques limitant ainsi sa portée en tant qu'outil de conception. Outre le fait qu'elle nécessite des données relativement détaillées sur les systèmes, généralement disponibles en fin de processus de conception, l'ACV échoue encore dans la gestion et l'évaluation des incertitudes faute de méthode reconnue. Ceci contribue grandement à se questionner sur la réelle fiabilité des résultats d'ACV régulièrement calculés à l'aide d'un pool de données isolées conséquent et dont la qualité est très hétérogène. Différentes méthodes ont été développées afin de mesurer et de gérer l'incertitude en ACV, néanmoins peu de travaux s'attachent à évaluer l'influence de l'utilisation de données de faible qualité sur le résultat final, ni à juger de la fiabilité globale d'une modélisation.

L'objectif de ces travaux de recherche est de développer une méthodologie de fiabilisation des décisions environnementales à partir de la gestion et l'analyse des incertitudes sur les données d'Inventaires de Cycle de Vie (ICV).

Le document de thèse se compose de quatre chapitres. Le premier a pour objet de dégager la problématique générale en identifiant les lacunes méthodologiques de l'ACV freinant son apport en conception de produits et procédés et occasionnant une prudence non dissimulée

quant à la fiabilité de ses résultats, notamment par l'absence récurrente de prise en compte des incertitudes. Le deuxième chapitre porte sur l'état actuel de l'intégration de l'incertitude et de la qualité des données en ACV et des méthodes à disposition du praticien afin de les prendre en compte. Cet état de l'art nous conduit à formuler la problématique de recherche. Le chapitre 3 propose une méthodologie pour répondre à cette dernière. Elle se base sur une approche mixte combinant à la fois une analyse qualitative des données d'inventaires et une analyse quantitative menée au moyen de simulations de Monte carlo. Dans le chapitre 4, nous confrontons la méthodologie développée à l'analyse environnementale de procédés de synthèse catalytique. Les expérimentations présentées ont pour vocation d'évaluer la pertinence des propositions réalisées en regard de la problématique énoncée. Enfin une discussion de l'apport et des perspectives de développement de la présente méthodologie conclura ce document.

CHAPITRE 1

L'Analyse de Cycle de Vie : un outil d'évaluation de la performance environnementale des systèmes complexes

CHAPITRE 1	16
L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE : UN OUTIL D'ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES SYSTEMES COMPLEXES	16
1. DE L'ANALYSE ENVIRONNEMENTALE A DES SOLUTIONS DE REDUCTION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	20
1.1. <i>Vers l'intégration de la performance environnementale en conception</i>	20
1.2. <i>Les outils d'éco-conception</i>	21
1.2.1. Les outils d'analyse environnementale	21
1.2.2. Les outils d'orientation de conception	24
1.2.3. Positionnement de ces outils d'éco conception	26
1.2.4. Connaissance du système et degré de liberté en conception	28
1.3. <i>Conclusion intermédiaire</i>	29
2. L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE – DEFINITION ET APPLICATIONS	30
2.1. <i>Définition</i>	30
2.2. <i>Historique de l'ACV</i>	32
2.2.1. Vers une meilleure gestion des ressources naturelles	32
2.2.2. De bilans quantifiés à l'ACV	32
2.2.3. Un essor fulgurant puis la cassure	33
2.2.4. Vers une harmonisation des pratiques	33
2.2.5. La pratique ACV aujourd'hui	34
2.3. <i>Domaines d'application</i>	34
3. L'ACV – DESCRIPTION ET METHODOLOGIE	35
3.1. <i>Description de la méthodologie</i>	35
3.2. <i>Les étapes de l'ACV</i>	36
3.3. <i>Etape 1 : la phase d'orientation de l'étude (Goal and scope definition)</i>	36
3.4. <i>Etape 2 : la phase d'Inventaire de Cycle de Vie</i>	37
3.5. <i>Etape 3 : la phase d'évaluation des impacts environnementaux</i>	37
3.6. <i>Etape 4 : La phase d'interprétation</i>	41
3.7. <i>Etape 5 (optionnelle) : la traduction des résultats d'analyse en préconisations de conception ou de minimisation des impacts environnementaux</i>	41
4. FORMATS TYPIQUES DES RESULTATS D'ACV	42
5. LIMITES DE L'APPROCHE ACV	43
CONCLUSION	46

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) apparaît aujourd'hui comme un outil d'évaluation indispensable de la performance environnementale des systèmes complexes. L'évolution des stratégies de gestion de l'environnement basées, il y a encore peu de temps, sur des démarches curatives et ciblées dites «en bout de tuyau », traduit de l'anglais « end-of-pipe », vers des approches globales et préventives où la totalité des sous-systèmes à l'étude est prise en compte y contribue pour une grande part.

Certes, nombres d'outils d'évaluation environnementale sont actuellement disponibles, tels que le SFA¹, EF², EMS³, ou encore MFA⁴ par exemple [Finnveden & Moberg 05] [Janin 00], cependant seule l'ACV propose une approche globale et systémique basée sur l'étude de l'ensemble du cycle de vie du produit, du procédé ou du service. Cet outil s'avère très performant notamment pour l'identification d'opportunités d'amélioration de la performance environnementale, pour la comparaison de systèmes, le positionnement concurrentiel ou encore pour l'orientation de nouvelles conceptions vers la réduction des impacts environnementaux [Grisel & Osset 04] [ISO 06a].

L'intégration croissante de la composante environnementale dans les choix de consommation et par voie de conséquence, dans les choix de conception des produits, procédés et services ne se limite pas à l'optimisation des phases d'utilisation des systèmes mais intègre aujourd'hui les pratiques et les biens nécessaires tant à la production qu'à la gestion de la fin de vie de ces systèmes.

Souvent décriée pour son manque d'objectivité et la fiabilité de ses résultats, l'ACV a grandement gagné en crédibilité notamment par la publication de différents guides de réalisation et des normes de la série ISO 1404X. Malgré tout des limites persistent et fragilisent l'implémentation de telles analyses pour certaines applications. Sa qualité d'outil d'éco-conception par exemple est vivement remise en cause de par le type de données nécessaires à son implémentation. Celles-ci doivent en effet être représentatives d'un système suffisamment détaillé et donc disponible seulement en fin de cycle de conception. Des limites méthodologiques viennent également s'y ajouter et contribuent au questionnement sur la réelle fiabilité des résultats d'ACV.

Nous proposons dans ce premier chapitre de positionner l'ACV parmi les outils d'éco-conception et d'identifier les lacunes limitant son implémentation. Par la suite nous présentons la méthodologie d'ACV et en dégageons les avantages et les limites contribuant à la prudence affichée face aux résultats d'ACV.

¹ SFA : Substance Flow Analysis

² EF : Ecological Footprint

³ EMS : Environmental Management System

⁴ MFA : Material Flow Accounting

1. De l'analyse environnementale à des solutions de réduction des impacts environnementaux

L'analyse des impacts environnementaux de systèmes tels que des produits, des procédés ou encore des services n'a qu'une portée limitée si les points forts et les points faibles mis en avant ne sont pas répercutés sur le processus de conception. Depuis la prise de conscience d'un éco-système fini en terme de disponibilité des ressources et fragile face aux activités anthropiques, la composante environnementale fait désormais partie intégrante du processus de conception. Les démarches de conception en vue du recyclage et la volonté de préservation de l'environnement ont donné lieu à la naissance de l'éco-conception. Cette dernière présente à l'heure actuelle différents outils d'implémentation qu'ils soient à vocation d'évaluation ou de choix stratégiques. L'ACV, cataloguée parmi ces outils, présente cependant certaines limites qui restreignent sa portée selon la phase de conception ciblée. Néanmoins, différents travaux ont montré sa réelle utilité notamment lors de la construction d'outils d'éco-conception.

Dans un premier temps, nous proposons de présenter brièvement le concept d'éco-conception et de lister les outils à disposition du groupe projet. Dans un deuxième temps et après avoir positionné l'ACV parmi ces outils nous en présentons la méthodologie. Enfin dans une troisième partie nous discutons de ses avantages et de ses limites et dégageons la problématique générale.

1.1. Vers l'intégration de la performance environnementale en conception

L'éco-conception est une approche centrée produit, procédé ou service. Elle se traduit par le fait de concevoir ces derniers tout en respectant les principes du développement durable. Pour ce faire, l'ensemble des impacts environnementaux identifiés au long du cycle de vie est intégré au processus de conception, au même titre que la faisabilité technique, les attentes client ou encore la maîtrise des coûts, l'objectif majeur étant de réduire ces impacts tout en évitant les transferts de pollution. Cette approche peut être illustrée par l'exclusion de substances toxiques, la dématérialisation, l'amélioration des performances d'utilisation notamment par l'optimisation de la consommation énergétique, l'augmentation de la durée de vie des produits, la substitution de matériaux traditionnels au profit de matériaux recyclables, réutilisables ou biodégradables.

Les méthodes à disposition ont été décrites dans un fascicule de l'AFNOR (FDX 30-310) publié en 1998 [AFNOR 98]. Cette approche a fait l'objet par la suite d'une standardisation qui donna lieu à la publication de la norme ISO 14062 relative à la prise en compte de

l'environnement dans la conception des produits [AFNOR 03]. Ces outils sont présentés dans la section suivante

1.2. Les outils d'éco-conception

Afin de limiter au mieux les impacts environnementaux d'une re-conception ou d'une nouvelle conception, le groupe de conception se base en général sur un système existant. Ce dernier est soumis à une analyse environnementale, l'objectif étant de déterminer les points de conception pénalisant pour l'environnement qui donneront lieu à l'établissement des grands axes d'amélioration.

Pour ce faire, le groupe projet peut s'appuyer sur l'utilisation de différents outils. Une première catégorie regroupe les outils d'analyse. Ces derniers focalisent les résultats sur les éventuelles pénalités de conception qui peuvent limiter les performances environnementales du système. Une seconde catégorie, quant à elle, est orientée sur les outils d'amélioration apportant des solutions techniques ou des orientations de conception permettant de réduire les dommages environnementaux.

1.2.1. Les outils d'analyse environnementale

Les outils d'analyse à disposition du concepteur et du groupe projet plus largement, ont pour vocation de déterminer la performance environnementale des systèmes. Ceux-ci fournissent des résultats sous forme qualitative, semi-quantitative ou quantitative, plus ou moins détaillés selon l'outil implémenté. Quelque soit l'outil, les résultats doivent permettre d'éclairer le processus de décision et d'aboutir à un choix stratégique justifié. La partie suivante propose une revue de certaines de ces méthodes.

- La matrice Matériaux – Energie – Toxicité (MET)

L'implémentation de cette matrice tend à identifier les points cruciaux de la conception étudiée. Elle se base sur l'identification des éléments contributifs à trois critères que sont les matériaux, l'énergie et la toxicité, pour chacune des phases de cycle du système (tableau 1). Cette matrice est relativement simple d'utilisation, le concepteur pouvant fournir les informations relatives aux composants et aux bilans de masse et d'énergie. L'évaluation de la toxicité, quant à elle, peut être réalisée sur la base de données d'experts. Notons qu'il est préférable de renseigner les champs respectifs à l'aide de données quantifiées afin d'identifier au mieux les postes d'amélioration [Puyou 99] [Lewis & Gertsakis 01] [Brezet 97].

Phase de cycle de vie	Matériaux	Energie	Toxicité
Production des matériaux	Identification et quantification des matériaux composant le système	Evaluation de la consommation énergétique engendrée par la production de ces matériaux, par leur transformation ou encore leur acheminement jusqu'au site de production ou d'assemblage	Identification des matériaux potentiellement toxiques mais également les déchets générés pendant les phases d'extraction et de transformation
Production	Identification des matériaux auxiliaires requis pour la production	Evaluation des consommations énergétiques liées à la production	Identification des déchets produits pendant la phase de production
Distribution	Identification des matériaux requis pour le conditionnement	Evaluation des consommations liées au conditionnement et au transport jusqu'au détaillant	Identification et quantification des émissions liées aux consommations. Identification des déchets d'emballage
Utilisation	Identification des matériaux liés à l'utilisation tels que les consommables ou encore la maintenance	Evaluation de la consommation en phase d'utilisation	Identification et quantification de la production de déchets liée à l'utilisation et la maintenance
Fin de vie	Identification des matériaux nécessaires à la gestion de fin de vie du produit	Consommation énergétique requise pour la gestion de la fin de vie du produit	Identification et quantification des déchets générés pendant la phase de fin de vie (y compris les matériaux réutilisés ou recyclés)

Tableau 1 : Exemple de matrice MET

- **ESQCV : Evaluation Simplifiée et Qualitative du Cycle de Vie**

Cette méthode est largement inspirée d'une ACV complète mais s'illustre par le fait que l'évaluation requiert beaucoup moins d'informations et ne fournit que des résultats qualitatifs. La cotation selon la matrice proposée en tableau 2, permet de localiser les sources de pollutions potentielles, systèmes, sous-systèmes, composants dans les différentes phases du cycle de vie et d'en estimer l'importance.

Problème environnemental	Extraction des matières premières	Production	Distribution	Utilisation	Traitement fin de vie	Transport
Problème 1						
Problème 2						
Problème 3						

Tableau 2 : Exemple de matrice ESQCV

Le terme de problème, peut être assimilé à un impact environnemental tel que le potentiel de réchauffement climatique ou la consommation de ressources abiotiques mais également un dommage environnemental tel que le dommage sur la santé humaine ou le potentiel d'extinction des espèces animales et végétales. Une fois le tableau établi, le praticien renseigne cette matrice à l'aide de données quantitatives relatives au produit. Chaque problème environnemental est alors caractérisé par les flux ou impacts contributifs au problème. Enfin et avant de dégager les pistes d'amélioration, l'analyse est remise dans le contexte industriel. Ainsi sont évalués le poids environnemental d'une part et le poids économique d'autre part pour chaque levier d'amélioration. L'analyse du rapport entre ces deux dimensions permet d'identifier les postes les plus critiques. Les pistes d'amélioration qui sont dégagées, se basent donc sur un compromis entre la performance environnementale et la performance économique [AFNOR 98].

- **MIPS : Material Intensity Per Service**

Cette approche a été développée par le Wuppertal Institute⁵ (Allemagne). Elle consiste à mesurer le flux massique total de matériaux consommés durant chaque phase de cycle de vie du système et pour une unité de service définie. Cette approche présente la caractéristique de prendre l'ensemble du cycle de vie du système en compte. Les résultats

⁵ www.wuppertal.org

donnent lieu à l'établissement du coût environnemental de la réalisation de l'unité de service. La production primaire d'une tonne de cuivre par exemple requiert la consommation de 350 tonnes de matières abiotiques, 365 tonnes d'eau et de 1,6 tonnes d'air [Brunner & Rechberger 03]. Notons que cette méthode ne comptabilise que les flux de matières consommées afin d'éviter les double comptages. La limite majeure de cette méthode est l'intégration exclusive des consommations de matières, la toxicité ou les dommages environnementaux générés par les émissions sont en effet exclus de l'analyse [Reyes 07] [Millet et al. 03].

- **ACV et ACV simplifiée**

L'ACV est définie comme étant une compilation des entrants et sortants et des impacts environnementaux d'un système pour une unité fonctionnelle donnée [ISO 06a]. Cette approche permet d'évaluer l'impact ou le dommage environnemental potentiel de façon quantitative pour chaque phase de cycle de vie du système et pour chaque composant constitutif. L'approche sera plus longuement évoquée dans la seconde partie. Cependant notons qu'une telle analyse est très coûteuse en terme de ressources économiques et temporelles. Cette limite majeure explique en grande partie le développement d'ACV simplifiée dont les avantages sont la réduction du temps de mise en œuvre et la facilitation d'interprétation des résultats [Le Pochat 05]. En outre l'implémentation d'une telle analyse ne semble pas être appropriée en phase de conception amont, les données requises pour son implémentation étant en inadéquation avec le degré de définition du produit ou du procédé [Millet et al. 07]. Néanmoins l'ACV peut largement être employée afin de valider d'éventuelles pistes de conception. Cet aspect est développé dans la section 1.2.3.

Après avoir présenté les méthodes d'analyse les plus communément utilisées, établissons dans un deuxième temps une revue sommaire des outils d'orientation de conception

1.2.2. Les outils d'orientation de conception

La seconde famille d'outils s'attache quant à elle, à fournir des solutions techniques afin de garantir la prise en compte de l'aspect environnemental lors du processus de conception. De la simple liste de substances à bannir, à l'identification des alternatives les plus prometteuses en termes de réduction des impacts environnementaux, ces outils offrent l'opportunité à l'équipe projet d'intégrer la contrainte environnementale à différentes étapes du processus de conception. Nous proposons dans cette partie d'illustrer cette gamme d'outils en présentant certains d'entre eux.

- **Les Check-lists**

Les check-lists sont aujourd'hui largement utilisées par les concepteurs. Celles-ci fournissent une liste de questions ou de points remarquables qu'il convient d'appréhender afin d'améliorer la performance environnementale du produit. Ces points sont généralement classés en fonction des phases de cycle de vie auxquelles ils contribuent et du potentiel d'amélioration de la performance : intégration de matériaux recyclables et ou recyclés, minimisation de la production de déchets, substitution de substances toxiques, réduction de la quantité de matières premières consommées. Ces check-lists sont généralement accompagnées de pistes d'améliorations potentielles en fonction des objectifs de conception [Knight & Jenkins 09].

- **Les listes de substances à bannir**

Ces listes définissent un certain nombre de substance à bannir ou dont l'utilisation doit être restreinte au possible. Elles sont soit le fait de la réglementation, soit le fait de l'entreprise auquel cas cette dernière met en avant sa démarche pro-active en terme de préservation de l'environnement. Nombre de grandes entreprises soumettent leurs conceptions au respect de ces listes. Les directives ROHS, DEEE ou encore Reach identifient un certain nombre de substances à bannir ou dont l'utilisation requiert une attention particulière [JOUE 03a] [JOUE 03b] [JOUE 06]. Enfin pour ne citer qu'elles, des sociétés telles que Sony Ericsson, le Groupe SEB ou encore Apple utilisent quotidiennement de tels outils.

- **Les guides de conception**

Les guides de conception sont également largement déployés à l'heure actuelle. Ils fournissent une liste des bonnes pratiques à respecter. Celles-ci peuvent comprendre des listes de substances à bannir ou dont l'utilisation doit être limitée mais également des clefs de conception selon la stratégie visée pour le produit. Ainsi certains choix seront favorisés dans le cas de conception en vue du recyclage alors que d'autres alternatives seront privilégiées en cas de conception en vue de démantèlement par exemple. Ces outils peuvent également considérer des choix de matériaux, des choix d'architectures, de liaisons entre les composants ou de technologies [Leroy et al. 05] [Froelich et al. 07].

- **Les logiciels DfX (design for x)**

Ces logiciels, répertoriés par Janin, permettent l'évaluation de systèmes selon des critères définis tels que le potentiel de désassemblage (design for disassembly), le potentiel de recyclage (design for recycling) ou encore l'intégration dans une approche développement durable (design for sustainability) [Janin 00]. Pour chacune des stratégies étudiées, le coût environnemental associé est mesuré. Ces logiciels se caractérisent par le fait qu'ils peuvent fournir à la fois une analyse environnementale et l'identification de pistes d'amélioration [Le Pochat 05].

- **QFDE : Quality Function Deployment for Environment [Sakao et al. 08]**

Cette matrice QFDE est le résultat du détournement de l'outil QFD utilisé en conception. Cette matrice a pour objet de prendre en compte les différentes attentes de chaque partie (marché, clients...) dès les premières phases de conception. Son implémentation doit conduire à l'élaboration d'un produit répondant à ces impératifs de qualité ainsi fixés. La matrice QFDE, quant à elle, intègre une nouvelle composante qu'est l'environnement. Ainsi certains aspects environnementaux sont figés et devront être respectés lors du processus de conception.

1.2.3. Positionnement de ces outils d'éco conception

Cette variété d'outils et d'approches à disposition des concepteurs et plus largement des décideurs, présente différents niveaux d'expertise. Janin dans un premier temps, propose un positionnement de ces outils en fonction du degré d'analyse environnementale et du potentiel d'amélioration de la performance environnementale (figure 1) [Janin 00]. Ces travaux seront repris par la suite par Le Pochat, ce dernier formalisant cette classification en intégrant le degré d'expertise nécessaire à leur implémentation [Le Pochat 05].

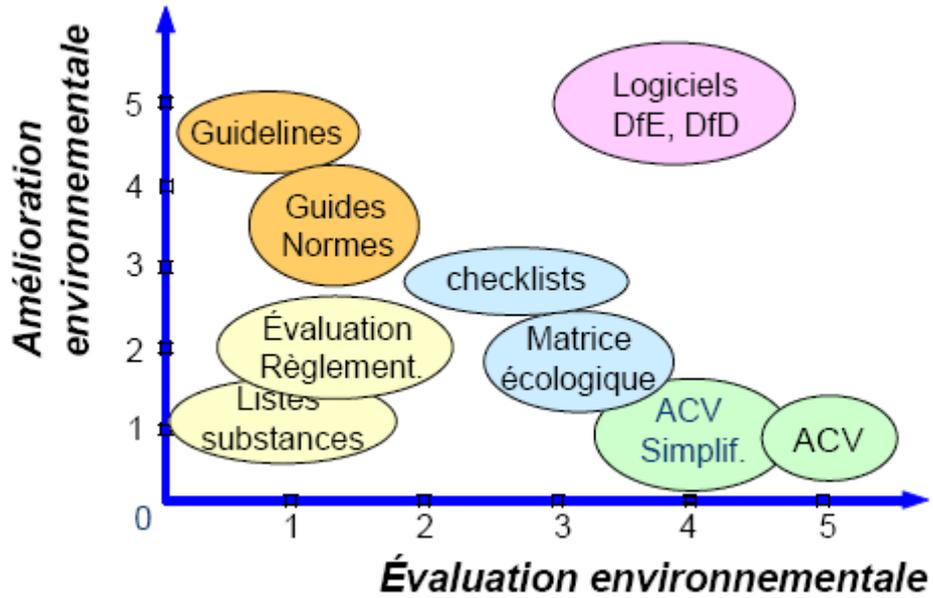


Figure 1 : Positionnement des outils d'éco conception selon le degré d'évaluation environnementale et le potentiel d'amélioration de la performance environnementale [Le Pochat 05] [Janin 00]

Dewulf, quant à lui, propose un positionnement des outils d'éco-conception selon leur contribution aux processus de conception d'une part, et ce en terme d'information, et selon la phase de conception pendant laquelle ils sont utilisés (figure 2) [Dewulf 03].

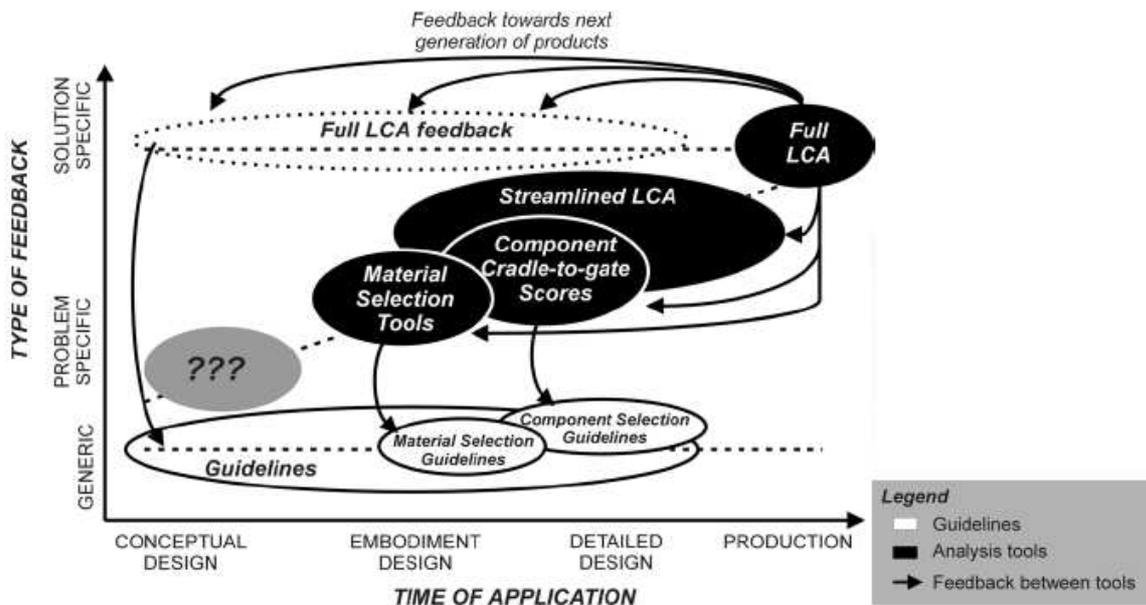


Figure 2 : Positionnement des outils d'éco conception en fonction du type de contribution fournit par chacun et de la chronologie d'implémentation dans le processus de conception [Dewulf 03]

Au vue de ces travaux, deux grandes familles d'outils se dessinent. L'une d'entre elle comprend les outils fournissant un cadre de conception en mettant l'accent sur les possibilités techniques assurant un gain environnemental. Cette famille se veut pragmatique et les outils la composant garantissent un gain environnemental très variable d'un outil à l'autre. Le degré d'analyse environnemental quant à lui est minime (figure 1).

La seconde famille intègre essentiellement les outils d'analyse. Contrairement à la première, elle concentre l'information sur l'acquisition de connaissance sur les systèmes anthropiques et environnementaux. Les points de conception contributifs à la dégradation de la performance environnementale sont identifiés avec plus ou moins de précision. Cependant, si l'on excepte les logiciels Dfx, l'analyse ne fournit pas de solutions techniques ou technologiques pour y remédier. En conséquence le degré d'analyse est relativement élevé tandis que le potentiel d'amélioration environnementale lié à leur implémentation est faible.

Dewulf a également identifié les interactions potentielles entre les différents outils (figure 2) [Dewulf 03]. Il met en évidence une influence globale et marquée des outils tels que l'ACV sur les autres outils. Bien que ce dernier requiert un niveau de connaissance élevé du procédé ou produit en développement ce qui en fait d'ailleurs une de ses limites majeures pour une application en conception [Millet et al. 07], les résultats sont largement déployés et utilisés pour la création ou l'alimentation des outils de la première famille [Grisel & Osset 01].

1.2.4. Connaissance du système et degré de liberté en conception

Le processus de conception n'est qu'une suite de décisions techniques et stratégiques. Ces dernières sont le plus souvent réalisées dans un environnement des plus incertains, par conséquent il est difficile de déterminer si ces choix sont optimum [Yannou & Deshayes 06]. Le degré de méconnaissance du système étant en décroissance constante tout comme le champ d'alternatives de conception (Figure 3). Les outils d'éco-conception à disposition se doivent donc de fournir un éclairage marqué sur la prise de décision à partir de données incertaines et partielles.

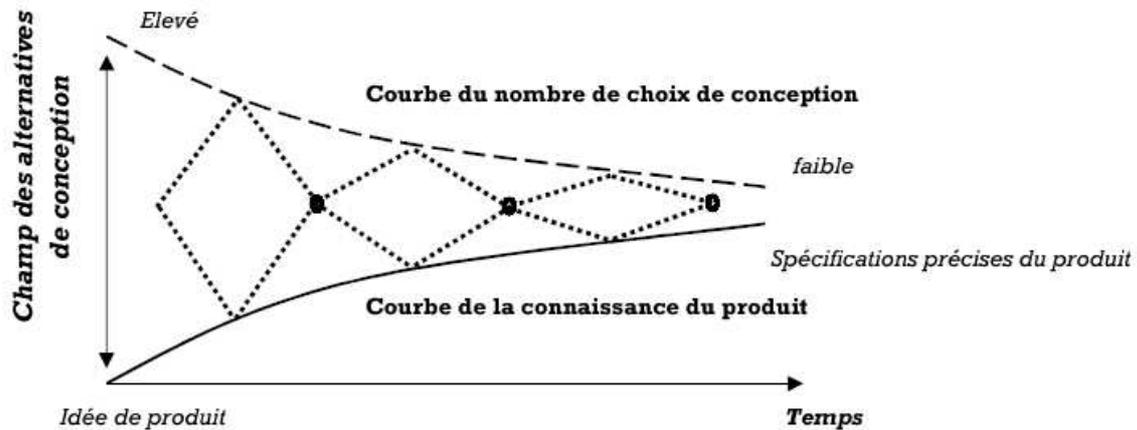


Figure 3 : Dynamique du processus de conception caractérisée par l'évolution de la connaissance produit et des choix de conception [Kortman et al.95]

Cette évolution au cours du développement du système révèle une importance certaine dans le sens où les analyses environnementales et les préconisations de conception ne doivent pas conduire à des décisions entraînant une chute de performance environnementale pour le nouveau système sur la base de données incertaines. La difficulté est donc la validation des choix de conception compte tenu des incertitudes tant sur le développement futur du système que sur les informations utilisées pour valider ces choix (outils d'analyse et d'éco-conception).

1.3. Conclusion intermédiaire

L'éco-conception s'attache à intégrer la dimension environnementale dans le processus de conception. Pour ce faire le groupe de conception dispose de différents outils. Certains d'entre eux apportent une expertise environnementale sur les performances du système étudié alors que d'autres fournissent d'emblée des solutions techniques garantissant une réduction des impacts environnementaux. L'ACV se positionne clairement dans la première catégorie malgré le fait que les résultats puissent alimenter ou permettre la construction d'outils d'éco-conception. Bien qu'il soit considéré comme un outil d'éco-conception à part entière, plusieurs limites remettent en cause ce positionnement. D'une part il ne fournit qu'une évaluation des performances environnementales et en aucun cas des solutions techniques. D'autre part son implémentation requiert la définition relativement détaillée du système pour fournir les données nécessaires à la modélisation. Ce constat induit le fait que l'analyse ne peut être conduite qu'en fin de conception en vue de valider la conception globale.

Cependant, et compte tenu que les performances des systèmes en développement sont souvent comparés à celles de systèmes existants afin de valider le gain environnemental, il

semble possible d'utiliser l'ACV en conception. Une évaluation comparative et itérative sur la base des données disponibles ou hypothétiques pourrait permettre une validation de ces choix. En effet dans le cadre d'une comparaison, la contrainte majeure est le seuil d'impact défini par le système référent. Une validation pas à pas faisant intervenir une évaluation prospective permettrait de contrôler ce gain environnemental.

Sur la base de l'utilisation de l'ACV pour orienter la conception, nous proposons dans la partie suivante de présenter l'outil plus en profondeur. Les aspects méthodologiques au même titre que les avantages et les limites de son application y seront discutés.

2. L'Analyse de Cycle de Vie – définition et applications

2.1. Définition

L'ACV est un outil d'évaluation de la performance environnementale des produits, procédés et services sur l'ensemble de leur cycle de vie, typiquement depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la gestion de la fin de vie en passant par les étapes de transformation, de production, de distribution et d'utilisation ou de consommation (figure 4).

L'ACV est définie comme étant « une compilation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie »

[ISO 06a]

Effectivement ce n'est pas le système en lui-même qui est évalué mais sa fonction unitaire, le service rendu par le système et les moyens mis en jeu pour satisfaire cette fonction. Celle-ci est connue sous le terme « d'unité fonctionnelle » et caractérise la performance quantifiée du système. Dans le cadre de l'analyse non comparative d'un système, dans l'optique d'une meilleure connaissance d'un procédé par exemple, l'unité fonctionnelle n'est pas une donnée primordiale. Elle revêt en revanche un intérêt certain lors de l'évaluation de systèmes concurrents fournissant l'unité de référence nécessaire à la comparaison.

De façon simplifiée, cette approche considère le système complexe à l'étude comme une boîte noire dont les flux entrants et sortants sont identifiés et quantifiés. Une fois le diagramme de flux réalisé, ceux-ci sont traduits en impacts ou dommages environnementaux à l'aide d'indicateurs également qualifiés d'éco-indicateurs.

Ces méthodes de caractérisation traduisent les consommations et ou émissions de matières et d'énergies en impacts ou dommages environnementaux. Ces correspondances sont établies à l'aide de facteurs d'équivalence pour chacune des substances contributives à la catégorie d'impacts considérée. Ces impacts ou dommages sont exprimés dans une unité commune qui correspond à la quantité équivalente de la substance de référence. Le potentiel de réchauffement climatique par exemple utilise en général le kilogramme de CO2 équivalent comme unité de référence.

Cette évaluation environnementale se base sur l'hypothèse que toute consommation ou émission occasionne un impact. De plus la relation entre cette consommation ou émission et son impact est linéaire. Aussi, aucun effet de seuil n'est intégré à la démarche. De même, les impacts sont sommés sur l'ensemble du cycle de vie afin de faire figurer le coût environnemental total du système. En conséquence les « pollutions » à l'origine de l'impact ou du dommage sont supposées comme étant aiguës et non chroniques.

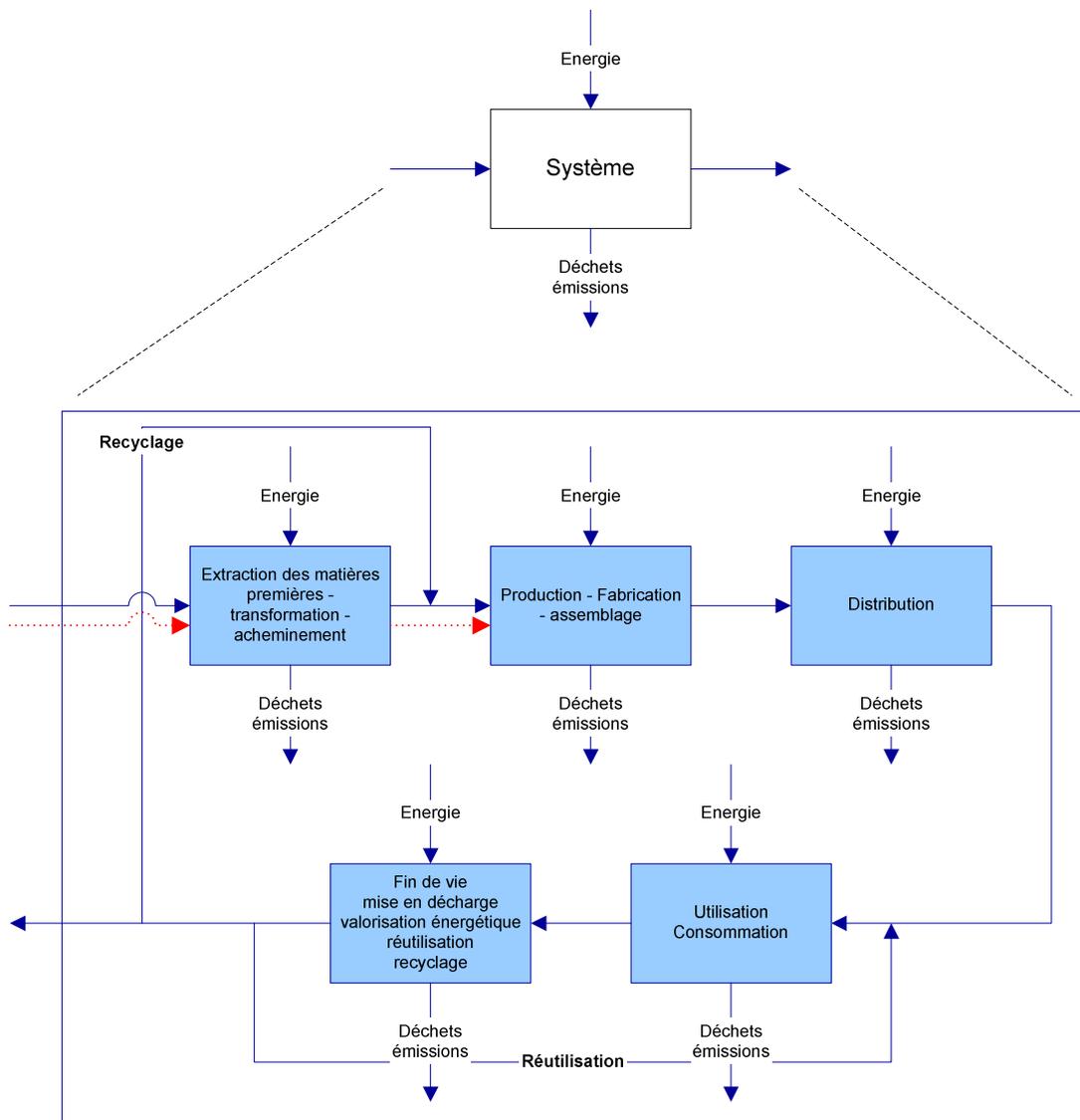


Figure 4 : Représentation typique du cycle de vie d'un produit

2.2. Historique de l'ACV

2.2.1. Vers une meilleure gestion des ressources naturelles

17 octobre 1973, pendant la guerre du Kippour, les pays arabes producteurs de pétrole et membres de l'OPEP⁶ décrètent l'embargo sur les exportations vers les états soutenant Israël. C'est la première crise pétrolière. Une meilleure gestion des ressources énergétiques apparaît alors comme une évidence. Ce constat fait également suite à la publication d'ouvrages tels que « The limits of growth » [Meadows et al. 72], traitant du caractère fini de notre éco-système et de la nécessité d'une consommation optimisée et raisonnée des ressources naturelles.

C'est dans ce contexte que les premiers bilans quantifiés ont vu le jour. Une des premières études fut réalisée par Harry E. Teasley Jr en 1969 pour le compte de Coca-Cola. Il s'agissait d'une comparaison à but stratégique entre une bouteille en verre et une bouteille en plastique. L'enjeu de l'analyse qui portait sur l'ensemble du cycle de vie du produit était d'une part de déterminer le choix d'implantation de l'usine de production, d'autre part d'identifier le matériau le plus respectueux de l'environnement et enfin d'évaluer l'impact environnemental de l'ajout d'un cycle de réutilisation de la bouteille. Les résultats finaux étaient en faveur de la bouteille en plastique.

Ces premières études connues à l'époque sous le terme d'Analyses de Profils Environnementaux et de Ressources⁷ ont d'abord été réalisées pour le compte de l'industrie chimique soucieuse de la bonne gestion de ses productions, du contrôle de ses coûts et de ses rendements et du suivi des matières premières consommées.

2.2.2. De bilans quantifiés à l'ACV

Les années 1980 marquent une évolution des pratiques. Historiquement orientées sur les questions énergétiques, les analyses se tournent désormais vers les consommations de ressources non énergétiques et la quantification des impacts environnementaux.

L'outil est alors la propriété exclusive des Universités et des Gouvernements, ses applications principales étant à vocation de recherche et de cadrage politique. En 1988, il fait l'objet d'une appropriation par les industriels et le secteur privé de façon plus générale.

⁶ OPEP : Organisation des Pays Exportateurs de Pétrole

⁷ Traduit de l'anglais : REPA, Resources and Environmental Profile Analysis, ces analyses ont été réalisées par le Midwest Research Institute (MRI). www.mriresearch.org

2.2.3. Un essor fulgurant puis la cassure

La fin des années 1980 est caractérisée par une utilisation massive de ces analyses par les industriels. La publication des études réalisées par Procter & Gamble (1989) ou encore l'American Paper Institute (1991) illustre cet engouement. L'utilisation principale des résultats d'analyse demeure le positionnement concurrentiel notamment par l'intermédiaire de communications publicitaires comparatives des plus agressives [Grisel & Osset 04].

La publication d'une étude portant sur des couches-culottes est l'élément déclencheur du déclin des ACV. La méthodologie est alors vivement décriée, les conclusions d'analyses étant perçues comme abusives et non justifiées [Blouet & Rivoire 95].

Une harmonisation des pratiques devient alors un objectif fort afin de gagner en crédibilité.

2.2.4. Vers une harmonisation des pratiques

Le processus de normalisation devient incontournable afin de crédibiliser la méthodologie. Celui-ci vise à définir le domaine de validité des résultats et à garantir la reproductibilité des analyses quelque soit le praticien. La chronologie de la démarche vers la normalisation est la suivante :

- SETAC workshop, Vermont, 1991 : rédaction du rapport « A technical framework for LCA »
- SETAC workshop, Louvain, 1991 sur les inventaires de cycle de vie, la classification, l'évaluation et les bases de données
- 1992 : création de SPOLD (Society for the Promotion of Life Cycle Development)
- SETAC workshop, Sesimbra, 1993: rédaction du rapport « Guidelines for LCA: a code of practice »
- SPOLD, 1995-96: création d'un format de communication pour les données d'ACV

En 1998 l'International Standard Organisation se voit commanditée pour la réalisation des premières normes ACV. La première qui est publiée est la norme ISO 14040 et sera rapidement suivie par la publication des normes ISO 14041, 14042 et 14043.

La série 1404X a bénéficié d'une mise à jour courant 2006. La norme ISO 14040 subsiste à l'heure actuelle, en revanche les trois autres volets ont fait l'objet d'un regroupement et ont été synthétisées dans la norme ISO 14044 [ISO 06a] [ISO 06b].

2.2.5. La pratique ACV aujourd'hui

Le développement et la diffusion de la pratique ACV en font aujourd'hui un outil d'évaluation des impacts environnementaux des produits et procédés des plus aboutis. Largement utilisée pour définir les orientations de développement de produits ou de procédés, l'ACV est aujourd'hui un outil incontournable de positionnement concurrentiel notamment du fait de l'émergence des labels environnementaux et de l'EPD (Environmental Product Declaration) plus spécifiquement. Cette déclaration environnementale s'appuie sur l'approche d'ACV afin de permettre une comparaison des produits d'une même famille [AFNOR 00].

L'émergence de directives telles que REACH ou EuP, requiert aujourd'hui une meilleure gestion du produit et de leurs modes de production [JOUE 06] [EU&C 05]. De telles démarches pourraient sans doute inclure des ACV complémentaires afin d'intégrer de façon systématique les aspects environnementaux et sanitaires aux profils des produits et procédés.

2.3. Domaines d'application

L'ACV présente de multiples domaines d'application. Outre le fait d'évaluer la performance environnementale d'un système complexe et de réaliser un inventaire des flux entrants et sortants du système, la réalisation d'une telle analyse a souvent un but stratégique. La finalité de l'analyse qu'elle soit à usage interne ou externe, conditionne de manière importante l'identification des données nécessaires à la compilation de l'ICV et le degré de profondeur de l'analyse [Millet et al. 03].

Les applications potentielles des ACV peuvent être divisées en deux grands groupes, les applications commanditées par le secteur public d'une part et celles commanditées par le secteur privé d'autre part. Le secteur d'activité concerné gouverne en partie l'utilisation finale d'une telle analyse, les problématiques étant différentes d'un secteur à l'autre. Le schéma suivant propose une liste non exhaustive des applications potentielles des ACV [Jolliet et al. 05] [Grisel & Osset 04] [Blouet & Rivoire 95].

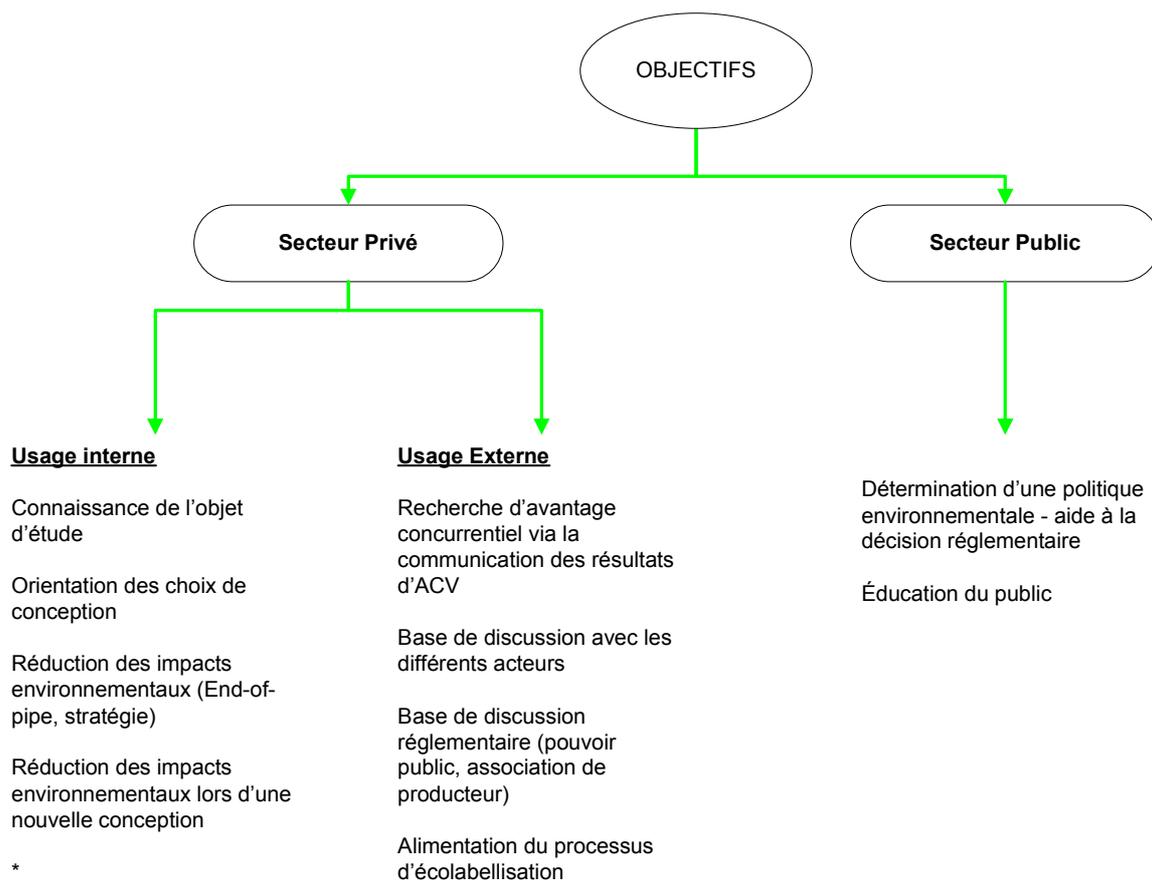


Figure 5 : Synthèse des principales applications d'une ACV

Les applications commanditées par le secteur public sont essentiellement destinées à orienter des prises de décisions stratégiques d'ordre global, non spécifiques d'un produit ou d'un procédé mais plutôt d'une ou plusieurs familles de produits ou de procédés. Le secteur privé y recherche une information plus pragmatique pouvant privilégier une orientation plutôt qu'une autre afin de minimiser ses impacts environnementaux et d'assurer son positionnement concurrentiel. Ces deux aspects sont assurés notamment par l'analyse du système à l'étude mais également par la communication des résultats d'ACV.

3. L'ACV – description et méthodologie

3.1. Description de la méthodologie

Normalisée depuis les années 1990, sa pratique est aujourd'hui soumise à des exigences normatives comme le détaille la première partie du chapitre. Celles-ci sont répertoriées dans les normes ISO 14040 et ISO 14044 :2006. Outre les travaux de l'International Standard Organisation (ISO), différents guides de réalisation ont également été publiés et font

aujourd'hui référence. Ces ouvrages recueillent des travaux essentiellement dirigés par la SETAC (Society of Eco Toxicology and Chemistry), organisme de référence à l'heure actuelle sur cette thématique au même titre que BUWAL (Ministère de l'Environnement Suisse), L'Université de Leiden (Hollande) ou encore l'Université de Chalmers (Suède).

3.2. Les étapes de l'ACV

La réalisation d'une ACV se déroule typiquement en suivant cinq grandes étapes comme l'illustre la figure 6. Les étapes d'orientation (Goal & Scope), d'inventaire (Life Cycle Inventory), d'évaluation des impacts environnementaux (Impacts Assessment) et d'interprétation font partie des exigences notifiées par les normes et sont donc obligatoires. La dernière étape est facultative et concerne la formulation de préconisations en vue de la réduction des impacts environnementaux.

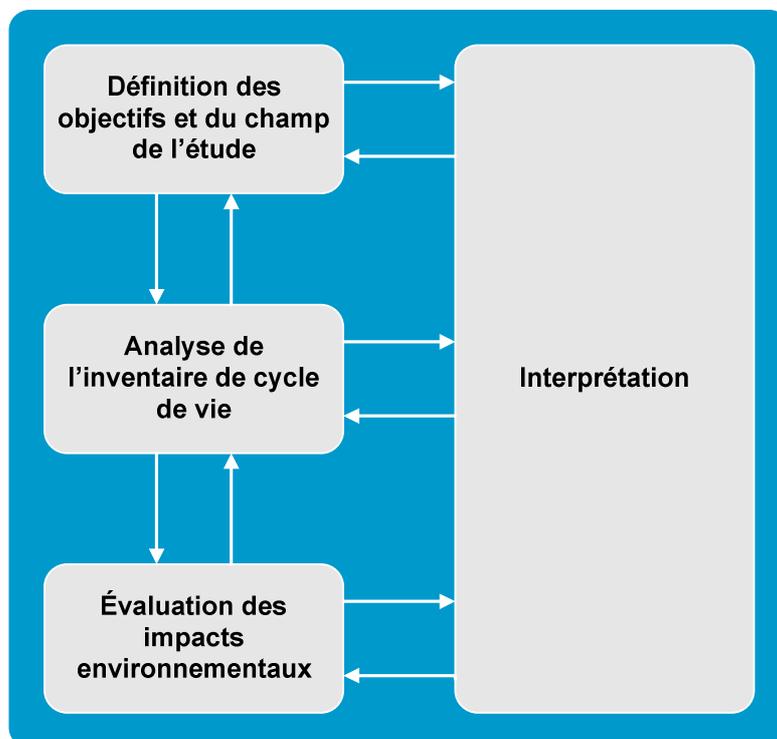


Figure 6 : Les grandes étapes de réalisation d'une ACV [ISO 06a]

3.3. Etape 1 : la phase d'orientation de l'étude (Goal and scope definition)

Cette première phase de l'analyse est primordiale. Elle permet en effet la mise en forme de l'étude mais aussi une réflexion sur sa finalité. Ainsi les points tels que la définition des objectifs de l'étude, le périmètre d'étude, la définition de l'unité fonctionnelle, les catégories d'impacts environnementaux d'intérêt se doivent d'être précisément renseignés afin de garantir le bon suivi de la démarche. Cette première phase constitue une étape qu'il convient

de ne pas négliger. L'ACV étant très sensible aux choix de modélisation et aux objectifs de l'étude, tous les choix évoqués ont une répercussion majeure sur le type d'information à recueillir et sur les résultats finaux [Bretz 98].

3.4. Etape 2 : la phase d'Inventaire de Cycle de Vie

Une fois la mise en forme finalisée, les données nécessaires à la réalisation de l'analyse doivent être collectées et éventuellement traitées. L'ICV consiste à identifier et à quantifier chacun des flux transitant par le système. Ce bilan énergie / matière est normalisé par rapport à l'unité fonctionnelle définie au préalable. Durant cette phase, l'ensemble des flux de processus⁸ et flux élémentaires⁹ est décrit et caractérisé notamment par sa nature, sa quantification, par la nature des données collectées, leur mode d'acquisition ou leur degré de représentativité. Cette identification donne alors lieu à l'établissement d'un diagramme de flux de processus auquel sont associées les conditions de fonctionnement du système. Afin de garantir l'exhaustivité recherchée, cette étape met en jeu une procédure de gestion des données manquantes mais également une procédure de vérification et de validation.

La phase de collecte s'effectue souvent en deux étapes. Dans un premier temps, la collecte se base sur une analyse bibliographique afin de dresser un premier modèle sommaire du système. Après analyse de ce dernier, une collecte de données plus spécifique est amorcée afin de combler les carences informationnelles et de valider la première ébauche. Pour ce faire et en fonction des objectifs de l'étude, ces données peuvent à nouveau être issues de la littérature ou être collectées auprès de l'industriel pour plus de spécificité.

La vérification et la validation des données de l'inventaire sont souvent réalisées pendant la phase de collecte. Elle peut se baser notamment sur des bilans énergie / matières. Les erreurs ainsi décelées sont systématiquement corrigées. Enfin les données sont classées puis regroupées en fonction de leurs contributions aux différentes catégories d'impacts. A ce stade une analyse de sensibilité peut être mise en œuvre afin de déterminer l'influence de chacun des flux sur la réponse du système.

3.5. Etape 3 : la phase d'évaluation des impacts environnementaux

La troisième étape de l'ACV consiste à traduire les consommations et les émissions identifiées et quantifiées en termes d'impacts environnementaux. Pour ce faire la méthodologie se base sur l'utilisation de méthodes d'évaluation également appelées éco-indicateurs. Le tableau suivant (tableau 3) présente la liste des Eco-indicateurs les plus

⁸ Flux de processus : se dit d'un flux connectant deux systèmes anthropiques

⁹ Flux élémentaire : se dit d'un flux puisé ou émis depuis ou vers la biosphère. Il ne fait intervenir aucune transformation anthropique

communément utilisés. Ce tableau met en avant la disparité de ces indicateurs notamment en ce qui concerne le nombre de catégories d'impacts et ou de dommages considérées.

L'observation de ce tableau met en exergue l'évolution du nombre de catégories d'impacts potentiellement utilisables pour l'évaluation environnementale. Celui-ci est très variable d'une approche à l'autre. D'autre part leur multiplicité ne facilite en rien la décision de choisir un indicateur plutôt qu'un autre.

La traduction des bilans massiques et énergétiques transitant par le système en termes d'impacts ou de dommages environnementaux se déroule en deux étapes.

Dans un premier temps, les substances, les matériaux et les énergies identifiés lors de l'inventaire sont classés et regroupés dans les catégories d'impacts auxquelles ils contribuent. Chacun des impacts environnementaux est exprimé en quantité de substance équivalente, celle-ci étant caractéristique de l'impact en question. A chacune des substances ciblées par une classe d'impacts est attribué un coefficient traduisant sa contribution potentielle à l'impact. On le nomme facteur d'équivalence (FE). L'impact unitaire étant une fonction de la quantité émise ou consommée et du FE, il peut être exprimé sous la forme suivante :

$$I_i = q_i x FE_i$$

(1)

Avec :

- I_i l'impact environnemental du système pour la catégorie d'impact considérée,
- q_i la quantité de la substance i émise ou consommée et,
- FE_i le facteur d'équivalence correspondant à la substance i .

Méthodes	Développeurs	Nombre de catégories d'impacts ou de dommages environnementaux
Eco Indicateur 95	Projet Allemand NOH (Pré Consultant, Philips, NedCar, Océ Copiers, Schuurink, CML Leiden, TU-Delft, IVAM-ER et CE delft)	11 indicateurs de caractérisation (impacts)
Eco Indicateur 99	Développement par Pré Consultant (Product Ecology Consultant)	3 catégories de dommages et 11 catégories d'impacts
CML Baseline 2000 CML 1992	Développement par le Centre des Sciences de l'Environnement de l'Université de Leiden (CML)	10 catégories d'impact pour l'ensemble des versions
EDIP 2003	Environmental Design of Industrial Product – développement par l'Agence de Protection de l'Environnement Danoise	19 indicateurs de caractérisation (impacts) pour la version 2003, 16 pour la version 1997
EDIP 1997		
Impact 2002 +	Développement par "the Swiss Federal Institute of Technology" – Lausanne (EPFL)	Méthode basée sur EI99, CML 2001, IPCC et Cumulative Energy Demand. 4 catégories de dommages et 15 catégories d'impacts
TRACI & TRACI2	Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts Développement par l'Agence pour la Protection de l'Environnement Américaine (U.S. EPA)	14 catégories d'impacts pour la version 1 et 9 catégories d'impacts pour la version 2
Cumulative Energy Demand	Développement par Ecoinvent (Suisse) (V1) et transformée par PRÉ Consultant (Pays bas)	1 seule catégorie d'impact : La demande énergétique
IPCC 2007 (20, 100, 500 ans)	Développement par le Groupe d'Expert Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC ou IPCC)	1 seule catégorie d'impact : Le potentiel de réchauffement climatique des émissions aériennes
IPCC 2001		
EPD 2007	Environmental Product Declarations – développé par le Conseil de Management de l'Environnement Suédois (SEMC)	Il s'agit d'une méthode non finalisée, utilisée pour la réalisation d'EPD. 6 catégories d'impacts

Tableau 3 : Liste des méthodes d'évaluation les plus communément utilisées

Une fois la classification effectuée, les contributions potentielles totales pour chacune des catégories sont calculées en terme d'impacts. L'impact total pour une catégorie d'impact est mesuré par la somme des impacts unitaires des substances contribuant à la catégorie d'impact. Elle peut être exprimée sous la forme suivante :

$$I = \sum_i I_i \quad (2)$$

Avec :

- l'impact environnemental du flux et
- $\sum_i I_i$ la somme des impacts de chaque substance contribuant à la catégorie d'impact considérée.

L'évaluation dite « mid-point », c'est-à-dire jusqu'à l'évaluation des impacts environnementaux, est parfois remise en cause, l'importance d'une catégorie d'impacts par rapport à une autre n'étant pas intégrée. Il est vrai qu'il est difficile de déterminer laquelle de deux conceptions présente la meilleure performance si l'une est plus impactante en terme de potentiel de réchauffement climatique alors que l'autre concentre son impact en toxicité. Pour répondre à ces interrogations le praticien utilise d'ordinaire une pondération afin de hiérarchiser les catégories d'impacts.

C'est sur ce principe que se base les évaluations présentées sous forme de score unique. Autrement dit le praticien agrège les scores de chaque catégorie d'impacts en un seul et unique score représentatif de l'impact global du système. Pour ce faire la clef d'agrégation est déterminée à l'aide de données environnementales, sociales et économiques. En d'autre terme elles reflètent les préoccupations sociétales du moment. Prenons l'exemple de la dégradation de la couche d'ozone dans les années 1990-2000. De nombreuses mesures ont été prises afin de limiter dans un premier temps puis de réduire les émissions de substances contributives. L'apparition de la problématique globale de réchauffement climatique couplée à l'ensemble de ces mesures a eu pour effet de reléguer la problématique ozone au second plan. La gestion des émissions de gaz à effet de serre est devenue aujourd'hui une préoccupation majeure.

L'utilisation de tels scores présente l'intérêt d'être très simple d'interprétation. Le risque majeur de l'utilisation de telle approche est l'utilisation de clefs d'agrégation obsolètes. Ces

facteurs d'agrégation étant définis pour une période définie, l'utilisation de données obsolètes risque d'entraîner une interprétation erronée des résultats.

Enfin une dernière représentation peut être utilisée. Il s'agit finalement de ramener les impacts environnementaux mesurés à une grandeur connue et plus facilement assimilable. C'est ce que l'on appelle la normalisation. Ainsi les impacts mesurés sont ramenés à l'impact d'un individu moyen pour une période donnée et pour une zone géographique définie. De la même façon que pour la mesure de score unique, ces données de normalisation sont figées dans le temps et dans l'espace. Par conséquent l'utilisation d'un référent obsolète conduira à des résultats erronés. La normalisation est en général utilisée à des fins de représentation uniquement. Les textes normatifs déconseillent d'ailleurs son utilisation [ISO 06b].

3.6. Etape 4 : La phase d'interprétation

La phase d'interprétation intervient à chacune des trois étapes précédentes. Elle permet la validation des différentes phases notamment en identifiant les éventuels problèmes rencontrés et en mettant en avant les points cruciaux de modélisation. Ainsi l'ensemble des hypothèses telles que la définition de l'unité fonctionnelle ou encore du périmètre d'étude sont vérifiées et validées en accord avec les objectifs de l'analyse. Il en va de même pour l'évaluation des données de l'inventaire qui requiert en général une évaluation qualitative. Pour clore cette phase, il convient de déterminer les enjeux significatifs. Ceux-ci peuvent comprendre les données d'ICV, les catégories d'impacts ou encore les contributions significatives à certaines phases de cycle. Ceci permet notamment au praticien de structurer ses résultats d'ACV et les données à l'origine de la modélisation [ISO 06b].

3.7. Etape 5 (optionnelle) : la traduction des résultats d'analyse en préconisations de conception ou de minimisation des impacts environnementaux

Cette cinquième et dernière étape optionnelle sort du cadre de l'analyse et s'appuie sur les résultats obtenus pour fournir d'éventuelles solutions technologiques, pratiques ou encore structurelles afin d'éviter, sinon de limiter les impacts environnementaux générés par le système.

Elle est généralement menée dans le cadre d'un partenariat entre l'analyste et le concepteur. L'analyste peut en effet juger de la pertinence environnementale d'un choix de conception notamment par l'implémentation prospective d'une ACV. Le concepteur quant à lui peut intégrer les remarques issues de l'analyse afin de gérer au mieux les impacts environnementaux identifiés par une ou plusieurs propositions de conception ou d'optimisation.

Ces préconisations de conception peuvent également donner lieu à l'élaboration des outils d'aide à la conception évoqués précédemment : guides de conception, check list, guides de choix de matériaux.

4. Formats typiques des résultats d'ACV

De manière générale, l'interprétation des résultats d'ACV permet de dégager les opportunités de réduction des impacts environnementaux notamment par l'identification des postes les plus impactants qu'il s'agisse d'une phase du cycle, d'un assemblage, d'un matériau ou encore d'une pratique donnée (procédé de mise en forme par exemple).

Les résultats que l'on peut attendre d'une ACV sont répertoriés dans les figures 7a et 7b.

La figure 7a présente une évaluation comparative de deux cycles de vie, segmentant les impacts par phase de cycle. La figure 7b illustre quant à elle la capacité de retracer les flux les plus impactants depuis le système de niveau 0 assurant la réalisation de l'unité fonctionnelle jusqu'aux flux élémentaires consommés ou émis par les systèmes sous-jacents.

L'ACV permet la comparaison de plusieurs cycles de vie et l'identification du système le plus performant. Les phases de cycles peuvent également être comparées. Le suivi des flux contributifs pour chaque phase de cycle éclaire la décision sur les causes de l'impact ou du dommage. Il est donc possible de focaliser les efforts de réduction des impacts sur des processus identifiés. Ceux-ci peuvent comprendre un procédé de production, un schéma logistique ou un choix de matériau par exemple. Enfin l'analyse de flux permet de diminuer le degré de méconnaissance du système et d'appréhender ce dernier de façon globale. Cette représentation peut mettre en avant les leviers d'amélioration de la performance environnementale maîtrisés par l'entreprise : choix de matériaux, optimisation du système de rang 0, modifications des pratiques, optimisation des schémas logistiques.

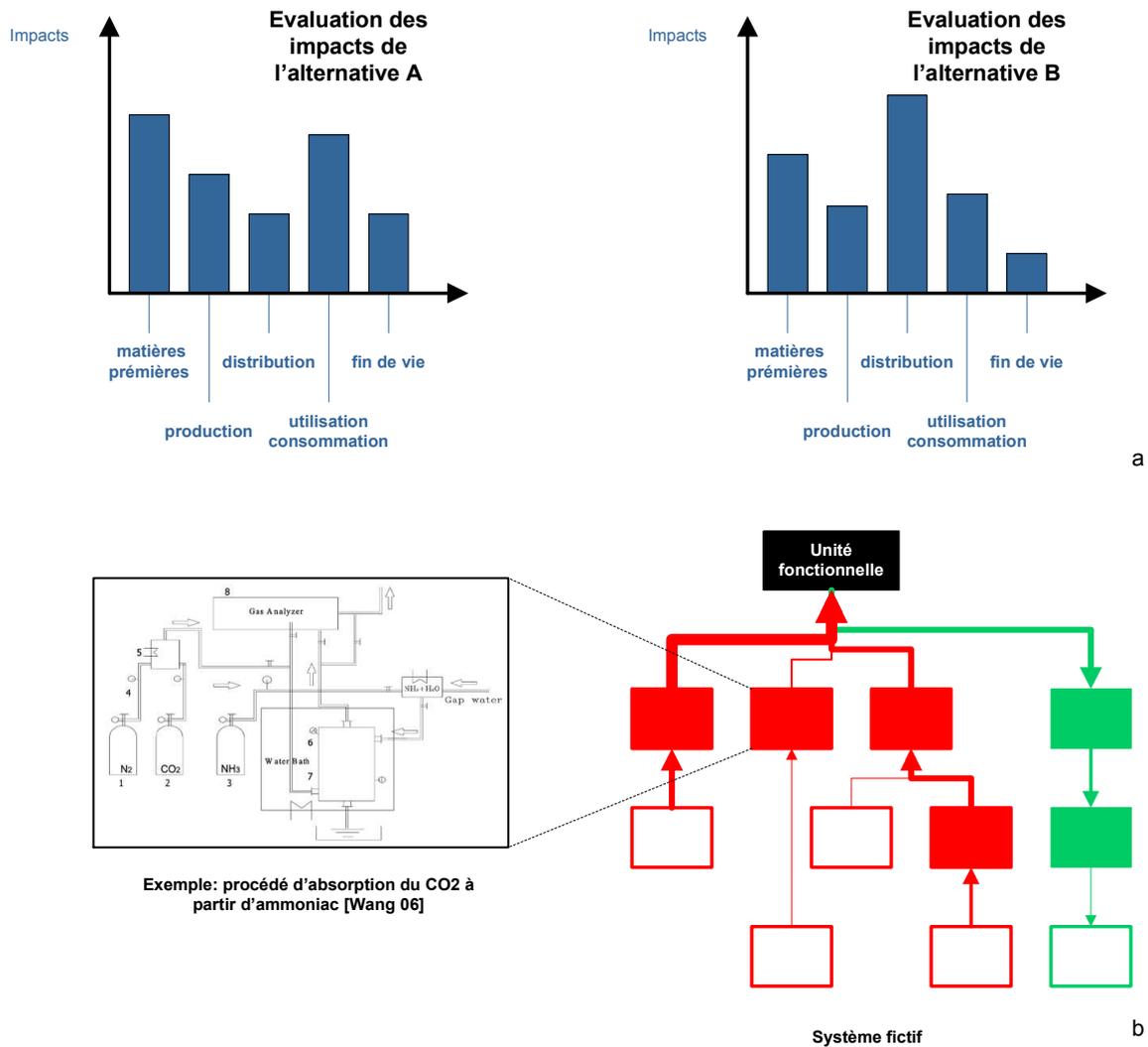


Figure 7 : Illustration des résultats typiques d'une Analyse de Cycle de Vie

5. Limites de l'approche ACV

L'ACV présente cependant certaines limites contraignantes et pour son déploiement, et pour la reconnaissance de son apport. Nous proposons d'évoquer certaines d'entre elles. Pour plus d'informations à ce sujet le lecteur se référera aux travaux de Reap traitant des problèmes rémanents [Reap et al. 08a] [Reap et al. 08b]. Celui-ci les a d'ailleurs classés selon leur appartenance aux différentes phases de l'ACV (tableau 4).

Phase ACV	Problème
Phase d'orientation	Définition de l'unité fonctionnelle Définition des limites du système Appréhension des aspects sociaux et économiques Considération des scénarios
Inventaire de cycle de vie	Allocations Définition des contributions négligeables
Evaluation environnementale	Sélection de l'éco-indicateur et des catégories d'impacts à évaluer Prise en compte de la variabilité spatiale Prise en compte de la dynamique de l'environnement Prise en compte du facteur temporel
Interprétation	Evaluation et pondération Incertitude
Toute	La disponibilité de l'information et sa qualité

Tableau 4 : Liste des problèmes actuellement rencontrés en ACV d'après [Reap et al. 08a]

L'ACV est conditionnée par de nombreux choix laissés à la discrétion du praticien et du groupe projet. Certains d'entre eux tels que la définition de l'unité fonctionnelle, la définition du périmètre d'étude, la définition des clefs d'allocation dans le cas de systèmes multi-produits ou multi-fonctionnels ou encore le choix de l'éco-indicateur influencent grandement les résultats d'analyse [Le Borgne 98].

La gestion des dimensions spatio-temporelles est également un problème de taille. L'ACV fournit en effet une quantification des impacts sur l'ensemble du cycle de vie en cumulant les consommations et émissions des différentes phases de cycle. Or le dommage ou impact environnemental réel ne correspond pas à l'impact total pour une situation géographique donnée à un instant t mais à la somme de plusieurs petits impacts à différents endroits et pendant des périodes très variables. Les phénomènes de seuils, de périodicité (chronique ou aiguë) et la fragilité des milieux sont exclus de la méthode. Par conséquent les agrégations donnant lieu aux résultats ne reflètent pas la réalité [Owens 97]. Ce caractère explique notamment le fait que l'ACV échoue dans l'évaluation des impacts ou dommages environnementaux locaux et régionaux.

En outre, l'ACV est un outil complexe nécessitant un degré d'expertise relativement élevé tant sur le volet de l'implémentation que sur celui de l'interprétation [Le Pochat 05] [Reyes

07] [Jolliet et al. 05]. Ceci contribue grandement à limiter son utilisation notamment dans les petites et moyennes entreprises.

De plus l'information en elle-même est une limite majeure. En effet la phase primordiale de l'ACV est l'inventaire et le praticien se heurte souvent à un problème de disponibilité ou de collecte de l'information [Millet et al. 03]. L'information existe ou n'existe pas et si celle-ci existe, elle peut cependant être soumise à confidentialité auquel cas son utilisation est remise en cause. L'agrégation de données confidentielles peut être une solution. Néanmoins elle ne sera pas satisfaisante si les clefs d'agrégation sont inconnues du praticien. L'accès à une information a finalement un coût économique ou en terme d'effort de collecte. Le praticien se doit donc de trouver un compromis entre la quantité d'information à collecter et le coût occasionné. A la disponibilité de l'information se greffe également la qualité de l'information. Bien qu'une analyse qualitative soit hautement recommandée [ISO 06a], les praticiens ont plutôt tendance à jouer la carte de la transparence en ce qui concerne les sources de données, sans pour autant estimer la qualité de l'inventaire, souvent laissée à la discrétion du lecteur.

Enfin les incertitudes et leur propagation au cours de la procédure compromettent également les résultats d'ACV [Jolliet et al. 05]. L'absence de consensus quant à la démarche à mettre en œuvre afin de gérer l'incertitude conduit les praticiens à ne pas la prendre en compte. Par conséquent les résultats d'ACV sont souvent exprimés en termes de valeurs isolées conduisant le praticien à identifier l'alternative préférentielle sans évaluer si les différences d'impacts entre les alternatives sont significatives. Cette non prise en compte peut donc nuire gravement à la fiabilité du résultats et conduire à de fausses conclusions [Leroy & Froelich 08].

Conclusion

L'ACV, de par ses caractères systémique et global apparaît à ce jour comme un outil indispensable de l'évaluation des performances environnementales des systèmes complexes. Bien qu'elle présente des limites majeures quant à l'évaluation de nouveaux procédés ou produits, elle permet le développement d'outils d'éco-conception en mettant l'accent sur les points critiques de conception et les leviers de réduction des impacts environnementaux.

Depuis la fin des années 1980, la méthodologie a fait l'objet d'une harmonisation des pratiques puis d'une normalisation, cependant de nombreuses limites subsistent. Certaines d'entre elles fragilisant l'implémentation de l'approche, la disponibilité de l'information par exemple, alors que d'autres fragilisent les résultats et donc les décisions sous-jacentes.

Ainsi le grand nombre de données à gérer mais également leur caractère hétérogène sont autant de facteurs fragilisant la réelle signification des résultats d'ACV. En outre l'absence de prise en compte systématique des incertitudes et de la qualité de l'inventaire ne fait que limiter le crédit que l'on peut accorder aux résultats d'ACV, ces carences pouvant conduire à de fausses conclusions.

L'ensemble de ces limites fait émerger la problématique générale. Il semble en effet primordial de développer une approche visant à fiabiliser les résultats d'ACV notamment par l'intégration et la gestion des incertitudes et de la qualité des données d'inventaire. La simple validation des données à partir de leurs sources ne semble pas suffisante pour juger de la qualité des résultats.

CHAPITRE 2

De la prise en compte de l'incertitude dans les Analyses de Cycle de Vie

CHAPITRE 2.....	48
DE LA PRISE EN COMPTE DE L'INCERTITUDE DANS LES ANALYSES DE CYCLE DE VIE.....	48
1. TERMINOLOGIE.....	51
1.1. Incertitude:.....	51
1.2. Variabilité.....	53
1.3. Qualité.....	53
1.4. Positionnement.....	54
2. DE LA NECESSITE D'INTEGRER LES INCERTITUDES DANS LES ACV.....	54
3. IDENTIFICATION DES SOURCES D'INCERTITUDES POTENTIELLES EN ACV.....	55
3.1. Vers une typologie de l'incertitude.....	55
3.2. De la nécessité d'une typologie de l'incertitude.....	58
3.3. Revue des typologies.....	58
3.4. Localisation dans l'approche ACV.....	60
4. CONTEXTE – ETAT ACTUEL DE L'EVALUATION DE L'INCERTITUDE DANS LES ACV.....	61
4.1. Etat actuel.....	61
4.2. Pourquoi ce manque ?.....	62
5. REVUE DES METHODES ACTUELLEMENT UTILISEES POUR EVALUER ET PROPAGER LES INCERTITUDES EN ACV.....	62
5.1. Méthodes quantitatives.....	62
5.1.1. Analyse et propagation d'intervalles [Heijungs 96].....	62
5.1.2. Approche statistique classique [Coulon 97].....	65
5.1.3. Les réseaux bayésiens.....	70
5.1.4. Les ensembles flous [Weckenmann & Schwan 01][Tan 08].....	71
5.1.5. Analyse de sensibilité [ISO 06b] [Steen 97].....	72
5.1.6. Analyse de scénarios.....	72
5.2. Approche qualitative.....	73
5.2.1. Description.....	73
5.2.2. Liste des méta données.....	75
5.2.3. Evaluation des défauts de qualité.....	77
5.2.4. Utilité.....	77
5.3. Approches hybrides : quantification à partir de résultats qualitatifs.....	78
CONCLUSION.....	81

L'absence de normalisation combinée à l'essor de la pratique ACV dans les années 1980 a conduit à bien des discussions quant à la réelle fiabilité et reproductibilité de telles analyses. A ceci s'ajoute l'augmentation marquée et non contrôlée du nombre d'approches différentes représentatives du nombre de praticiens.

L'absence d'intégration des incertitudes dans de telles analyses contribue également à fragiliser la confiance que l'on peut accorder à leurs résultats. Bien que largement préconisée par les normes et les guides de réalisation [ISO 06b] [SETAC 92] [Tillman & Baumann 95], la prise en compte des incertitudes n'était pas encore une pratique courante à la fin du siècle [Maurice et al. 2000].

Pour autant cette intégration fait l'objet de nombreux travaux notamment sur l'évaluation quantitative des incertitudes [Lloyd & Ries 07]. Aussi, différentes méthodes ont été développées et mises en application ces vingt dernières années. Deux grandes familles d'outils émergent à l'heure actuelle, les approches qualitatives d'une part qui s'attachent à contrôler la qualité des données d'ICV à travers la qualification de méta-données¹⁰ et d'autre part les approches quantitatives qui permettent d'estimer et de chiffrer l'incertitude sur une valeur ou un pool de données et ce en terme de variabilité ou d'intervalles de confiance [Tan 08]. Une troisième famille d'outils combine les approches qualitatives et quantitatives. Cette méthode semi-quantitative traduit l'indicateur qualitatif en intervalle de confiance chiffré se basant notamment sur les propriétés des distributions normale et lognormale [Weidema & Wesnaes 96]. Développée à la fin des années 1990, elle est aujourd'hui largement utilisée dans le milieu de l'ACV notamment par Ecoinvent [Frischknecht & al. 05], fournisseur de bases de données d'ICV, ou encore par des logiciels d'ACV tels que Simapro¹¹ ou Umberto¹².

Le présent chapitre propose dans un premier temps de définir les termes « incertitude » et « qualité » souvent employés en ACV mais dont le sens varie régulièrement d'un praticien à un autre. Dans un deuxième temps, une typologie des incertitudes et leurs localisations dans la procédure ACV est discutée. Enfin la dernière partie présente les approches les plus couramment utilisées afin de traiter ces aspects qualitatifs et incertains.

¹⁰ Méta-données : données relatives à une information et permettant de qualifier cette information. Ces méta-données sont régulièrement utilisées pour évaluer la représentativité d'une information.

¹¹ Simapro, logiciel d'ACV développé et distribué par Pré Consultant
www.pre.nl/simapro/

¹² Umberto : logiciel d'analyse de flux de matières et d'énergie, développé et distribué par Ifu Hamburg GmbH
www.umberto.de

1. Terminologie

Nombre de travaux ont donné lieu au développement de méthodes ou de procédures afin d'appréhender les incertitudes en ACV [Heijungs & Huijbregts 04] [Björklund 02] [Lloyd & Ries 07]. Cependant les termes « incertitude » et « qualité » ou les notions s'y rapportant ne sont pas toujours homogènes et varient souvent d'une approche à une autre. En conséquence nous définissons ces termes dans cette première partie afin de clarifier ces notions et d'éviter toute confusion.

1.1. Incertitude

Le terme incertitude présente des définitions variables selon le contexte mais aussi selon le domaine auquel il est associé. Il apparaît en effet que les définitions et concepts utilisés jusqu'ici afin d'appréhender l'incertitude dans les ACV sont très variables d'une approche à une autre [Ciroth 04a]. Ceci se confirme d'ailleurs de par la nature même du terme incertitude qui est régulièrement usité pour englober une multitude de concepts.

Le dictionnaire nous fournit la définition suivante : « état de ce qui est incertain, qui n'est pas fixé, déterminé à l'avance » ; « Mathématique : majorant de la valeur absolue d'une erreur, intervalle à l'intérieur duquel se trouve la valeur exacte, inconnue, et la valeur calculée d'une grandeur (précision) » [Le Petit Robert 96].

Cette définition met en avant l'importance du degré d'ignorance. L'incertitude peut être due au manque d'information et refléter l'incapacité à se représenter une situation ou un système de façon fiable compte tenu des carences informationnelles. Ceci illustre parfaitement le processus de questionnement quant à la représentation d'une situation future telle que l'influence de l'apparition d'une nouvelle directive ou encore l'évolution du marché suite à l'introduction d'une nouvelle technologie. L'incertitude peut également être générée par la concomitance d'informations contradictoires et l'incapacité à déterminer l'information vraie s'il en est une. La linguistique elle aussi peut donner lieu à de l'incertitude notamment par l'emploi de qualificatifs reflétant un état subjectif. Ceci peut être illustré par des affirmations telles que, cet arbre est haut ou encore cette odeur est forte. L'information fournit une grandeur variable selon la représentation de chacun. Enfin l'incertitude peut être perçue en terme de variabilité.

De manière générale, l'incertitude peut être liée à une quantité ou bien à la structure d'un modèle. Elle provient notamment de notre incapacité à représenter les systèmes environnementaux ou anthropiques de façon fidèle. Simplifications et hypothèses y ont une place de choix et sont incontournables que ce soit pour des raisons pratiques

d'appréhension du problème ou bien pour des raisons purement cognitives [Morgan & Henrion 90].

Weidema distingue différentes significations pour le terme « incertitude » en fonction de la source, à savoir la donnée d'entrée, la structure du ou des modèles utilisés et enfin les choix imputables au praticien [ENEA 04]. Ainsi l'incertitude liée aux données d'entrées reflète la variabilité intrinsèque de l'objet d'étude, les défauts de collecte et les biais mais également les éventuelles contradictions informationnelles. L'incertitude de modèle peut résulter de simplifications ou d'approximations lors de la construction du modèle. Enfin les incertitudes liées aux choix proviennent de la subjectivité des éléments pris en compte.

Bjorklund quant à elle, limite la signification du terme incertitude au sens strict, à savoir le manque de connaissance quant à la valeur vraie d'une quantité. Elle distingue d'ailleurs celle-ci de la variabilité qu'elle traduit par l'hétérogénéité naturelle de toute valeur. Cependant et pour des raisons pratiques, Bjorklund regroupe ces deux concepts sous le terme d'incertitude [Bjorklund 02].

Les travaux de Ciroth s'attachent à proposer une méthode de calcul de l'incertitude dans les ACV. Pour se faire il s'appuie sur la définition suivante de l'incertitude :

« le terme incertitude décrit le fait que, fréquemment, les valeurs mesurées ne correspondent pas aux valeurs vraies, mais en diffèrent d'une façon probabiliste. Autrement dit, les incertitudes sont des erreurs probabilistes de valeurs quantitatives » [Ciroth et al. 04b]. Le sens strict du terme incertitude est exclue de l'analyse et les travaux ne reposent que sur le caractère variable de la donnée.

Vose quant à lui, distingue ces deux concepts en analyse de risque. De fait l'incertitude correspond au manque de connaissance ou au degré d'ignorance du praticien au sujet des paramètres de modélisation, alors que la variabilité est un effet de la chance, propre au système étudié. Cette distinction prend tout son sens lorsque que l'on tente de réduire ces deux paramètres. Ainsi l'incertitude, également connue sous les termes « d'incertitude épistémique » ou « fondamentale », pourra éventuellement être réduite par de nouvelles mesures, de nouvelles études ou par la consultation d'experts et de fait par l'acquisition de nouvelles connaissances. Cette incertitude se caractérise par sa subjectivité, elle dépend en effet de la connaissance du praticien mais également de la connaissance de la communauté scientifique. Elle peut d'ailleurs être assimilée à un niveau d'ignorance ou un manque de connaissance. La variabilité en revanche ne pourra être réduite par ces biais mais seulement par des modifications physiques du système. La variabilité est aussi connue sous les termes « d'incertitude aléatoire » ou encore « d'incertitude stochastique ».

La définition de Benetto rejoint quelque peu la vision globale de Vose. Il considère en effet que l'évaluation de l'incertitude regroupe l'évaluation de l'imprécision d'une part, de la variabilité d'autre part et enfin de l'incertitude au sens strict [Benetto 05].

Enfin Heijungs et Huijbregts ramènent l'incertitude à une analyse de l'information. Ce concept regroupant à la fois l'information indisponible ou inconnue, l'information fautive, le manque de fiabilité et enfin l'information caractérisée par un certain degré de variabilité [Heijungs & Huijbregts 04].

Finalement la plupart des approches utilisées en ACV s'appuient sur le terme incertitude pour couvrir l'incertitude au sens strict et le phénomène de variabilité. Ce concept est d'ailleurs traduit en termes d'incertitude totale en analyse de risque [Vose 08].

1.2. Variabilité

Variabilité : « caractère de ce qui est variable. Grandeur qui mesure l'ampleur des variations d'un caractère. »

Variable : « qui est susceptible de se modifier, de changer souvent au cours d'une durée. Changeant, Incertain, Instable » [Le Petit Robert 96].

Cette définition du dictionnaire, bien que se référant au caractère instable du caractère considéré, introduit cependant une certaine confusion en assimilant ce qui est variable à quelque chose d'incertain.

La variabilité peut être appréhendée comme un effet de la chance et du système à l'étude. D'après Vose, celle-ci s'avère non réductible par l'étude ou la mesure. Elle pourra l'être en revanche par une modification physique du système [Vose 08]. Weidema confirme également ce point de vue considérant que la variabilité est un caractère propre, intrinsèque à l'objet d'étude qu'il s'agisse du fonctionnement d'un procédé ou d'un phénomène naturel [Weidema & Wesnaes 96].

1.3. Qualité

Qualité :

« Manière d'être plus ou moins caractéristique : attribut, caractère, propriété. Ce qui fait qu'une chose est plus ou moins recommandable ; degré plus ou moins élevé d'une échelle de valeurs pratiques » [Le Petit Robert 96].

La notion de qualité en ACV est utilisée pour définir le degré de représentativité des données d'ICV. Sachant que la même donnée présente une variabilité selon la dimension spatiale ou le facteur temporel, l'évaluation qualitative estime la capacité d'une donnée à renseigner une situation fixée. Il en est de même pour d'autres critères qualitatifs définissant le degré de qualité de l'information tels que la complétude de l'échantillon dont est issue l'information, la méthode d'acquisition ou encore l'objet dont l'information est représentative. Dans ce contexte, la qualité peut donc être définie comme la capacité d'une donnée à fournir

l'information représentative du système à l'étude et dans les conditions fixées par le contexte.

1.4. Positionnement

Au vue de l'ensemble de ces définitions nous prenons le parti de Vose et nous distinguons dans nos travaux l'incertitude d'une part et la variabilité d'autre part. L'incertitude recouvre ainsi le degré d'ignorance que nous pouvons avoir quant à la description d'un système, le degré de fiabilité d'une information, ses caractéristiques ou encore le degré de fiabilité de nos décisions. La variabilité quant à elle est entendue comme étant un caractère intrinsèque d'un système ou d'un phénomène. L'acquisition de connaissance et de fait la diminution du degré d'ignorance ne pourront en aucun cas engendrer une réduction de cette variabilité. Enfin sous le terme « qualité » (de donnée), nous entendons la propriété d'une donnée à fournir une information sous contraintes, celles-ci étant fixées par les objectifs de l'ACV essentiellement. Elles illustrent notamment les périodes de représentativité des données, les objets dont elles sont représentatives ou encore le mode d'acquisition ayant donné naissance à l'information.

2. De la nécessité d'intégrer les incertitudes dans les ACV

L'ACV est encore aujourd'hui largement décriée pour son aspect consommateur de ressources humaines, temporelles et économiques [Millet et al. 03] [Cooper & Fava 06] [Krinke 06]. L'intégration des incertitudes requiert une consommation de ressources additionnelles [Ciroth 03]. Ceci explique en partie le faible déploiement de la prise en compte des incertitudes à l'heure actuelle [Björklund 02]. Cependant cette intégration se justifie pour différentes raisons.

Dans un premier temps soulignons que les standards de réalisation des ACV [ISO 06b], et sans pour autant fournir de méthode reconnue, préconisent grandement la documentation des incertitudes associées aux données et aux résultats [Ciroth 03] [Heijungs & Huijbregts 04]. Notons également que ces exigences normatives sont requises pour la réalisation de déclarations environnementales de type 3 basées sur les résultats d'ACV [AFNOR 00].

D'autre part et bien que l'approche ait gagné en crédibilité suite à l'établissement des normes de la série 1404X [Fava 05], la communauté scientifique cherche à fiabiliser un peu plus les conclusions de ses analyses [Basson & Petrie 07]. Ceci passe notamment par

l'intégration de ces incertitudes afin de s'affranchir de tout risque d'erreur potentiellement induit par leur absence [Notten & Petrie 03] [Leroy & Froelich 08].

L'évolution des outils et logiciels contribue également à favoriser une telle pratique. L'absence de données qualitatives et ou quantitatives quant à la représentativité des ICV combinée à l'absence d'outil permettant l'évaluation et la portée des incertitudes sur les résultats d'ACV pouvait auparavant justifier cette carence [Heijungs & Huijbregts 04]. De telles fonctionnalités sont dorénavant disponibles dans les logiciels d'ACV et certains fournisseurs d'ICV intègrent aujourd'hui de façon systématique les notions de qualité et d'incertitudes dans leurs bases de données [Frischknecht et al. 05]. Cette évolution lève une limite pratique à cette intégration.

Enfin la prise en compte des incertitudes permet l'acquisition d'informations additionnelles non négligeables pour la reconnaissance de l'outil d'une part et pour le commanditaire d'autre part. Elle permet en effet de crédibiliser un peu plus les résultats et fiabilise les décisions basées sur ces évaluations environnementales. Elle met également en avant les différents domaines d'incertitudes en les identifiant et en les localisant, permettant de fait, d'orienter les actions d'amélioration [Heijungs & Huijbregts 04]. L'acquisition de ces informations contribue finalement, à améliorer largement la connaissance des systèmes étudiés.

3. Identification des sources d'incertitudes potentielles en ACV

Plusieurs procédures et méthodologies ont été développées afin de gérer et d'estimer l'incertitude et la variabilité dans les ACV. Cependant il semble qu'aucune d'entre elles ne soit universelle et que leurs implémentations soient tributaires du type d'incertitude à traiter et de leur localisation dans la méthodologie d'ACV. Par conséquent nous proposons dans un premier temps d'établir un bilan des typologies d'incertitude relatives à l'ACV et dans un second temps d'identifier les procédures ou méthodologies disponibles et employées à ce jour pour évaluer et ou quantifier ces incertitudes.

3.1. Vers une typologie de l'incertitude

L'ACV demande la collecte mais également le management de dizaines, de centaines voir de centaines de milliers de données pour la compilation de l'ICV. Fort heureusement nombre d'inventaires ont déjà été réalisés ce qui facilite la tâche du praticien notamment pour la

modélisation des sous-systèmes [Millet et al. 07]. Néanmoins le grand nombre d'informations et le caractère hétérogène des données potentiellement utilisables pour la réalisation de l'inventaire mettent en avant le risque majeur d'erreurs et d'incertitudes [Blanc & Labouze 99].

L'ACV ne repose pas sur le traitement de données spécifiquement dédiées à cet effet [ENEA 04]. L'utilisation de données hétérogènes tant en ce qui concerne le format de l'information, la source ou encore le mode d'acquisition apparaît donc comme une source potentielle d'incertitude (figure 8).

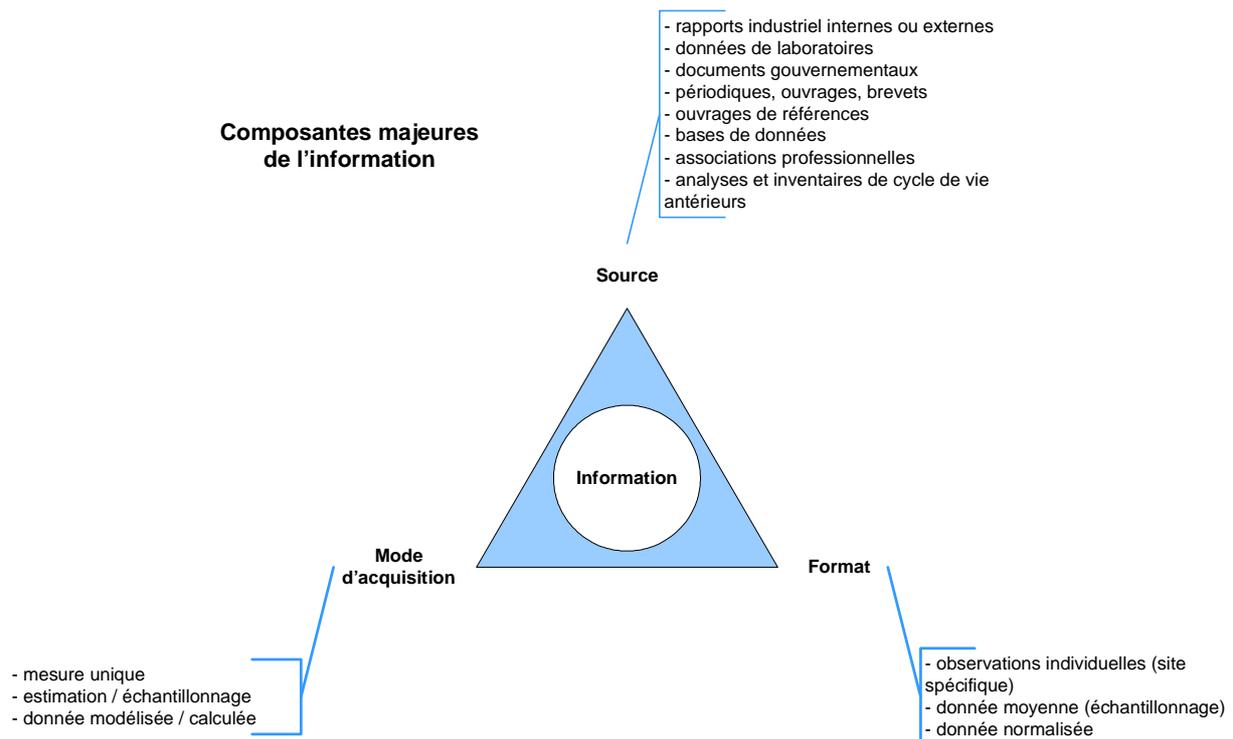


Figure 8 : Composantes de l'information

Cette hétérogénéité a d'ailleurs été mise en évidence par les travaux de la Setac. Cette dernière a en effet proposé une typologie des données potentiellement utilisables en ACV [SETAC 92]. L'ensemble de ces données est divisé en cinq classes, chacune d'entre elles présentant une combinaison originale entre la nature de la source, le mode d'acquisition et le format de la donnée :

- Donnée individuelle site spécifique

Ce type d'information est souvent difficile à obtenir essentiellement pour une raison de propriété et de confidentialité. Outre le fait d'être spécifique d'un site de production, la

donnée peut être également spécifique d'un procédé. La donnée individuelle se caractérise par le fait que le protocole d'acquisition de l'information est souvent inconnu et qu'elle est souvent isolée, autrement dit les paramètres de distribution de la donnée sont également inconnus.

- **Donnée agrégée**

Ce type de donnée résume un échantillonnage statistique. Le phénomène d'agrégation présente un risque d'anomalie majeure s'il est inconnu, il est donc primordial de connaître les hypothèses qui ont conduit à cette agrégation et de fait à la création de l'information. Ceci étant, la donnée disponible est régulièrement obscure quant aux clefs d'agrégation utilisées.

- **Donnée historique**

Le processus de collecte de ce type de donnée est généralement inconnu. D'autre part la base de données ainsi générée peut contenir des données obsolètes. De même l'information a également pu faire l'objet d'une procédure de collecte obsolète. Il convient donc d'approfondir ce type de donnée afin de s'affranchir des distorsions temporelles.

- **Donnée issue d'une modélisation**

La validité de la donnée réside dans la validité du modèle. Une des limites est la représentation d'un système complexe par un modèle simple et la sur-simplification. Le risque d'erreur est important notamment du fait de la possible propagation et amplification d'une erreur minime (erreurs en cascade).

- **Donnée d'expert**

Cette donnée est propre à l'expert et dépend du niveau d'expertise de l'individu. L'information est fréquemment différente d'un expert à un autre. Ces données sont également sujettes à des incertitudes inconnues inhérentes à l'expertise.

La partie suivante a pour objet d'établir une typologie des incertitudes auxquelles le praticien est susceptible d'être confronté. Dans un second temps les incertitudes mises en avant seront localisées dans la procédure d'ACV. Enfin bien que la prise en compte des incertitudes dans les ACV ne soit pas systématique, différents outils sont disponibles à

l'heure actuelle pour quantifier ou qualifier ces incertitudes. La dernière partie de ce chapitre est consacrée à la discussion de ces outils.

3.2. De la nécessité d'une typologie de l'incertitude

Le terme incertitude revêt différentes significations en fonction du contexte d'étude et du praticien. Afin d'estimer ou de quantifier ces incertitudes, différents outils ou concepts sont aujourd'hui disponibles. L'analyse d'intervalles, l'approche statistique couplée à des propagation par simulations de Monte Carlo, l'utilisation des ensembles flous ou encore l'analyse qualitative des données d'inventaire font actuellement partie intégrante de la boîte à outils à disposition du praticien ACV pour estimer les incertitudes [Chevalier & Le Teno 96] [Huijbregts 96][Weckenman & Schwan 01] [Weidema & Wesnaes 96] [Tavares 08].

Au regard de cette variété d'instruments, il apparaît que chacun d'entre eux est spécifique d'un format d'incertitude donné et qu'aucun de ces outils n'est universel [Reap et al.08b]. Benetto en donne d'ailleurs un exemple en établissant une identification des outils adaptés à l'évaluation d'une incertitude ciblée [Benetto & Dujet 03] [Huijbregts 01]. Par conséquent l'intégration de l'incertitude dans les résultats d'ACV doit passer par une identification préalable des incertitudes qu'il convient de traiter.

Types	Incertitude de paramètre	Incertitude de modèle	incertitude due aux choix	Variabilité spatiale	Variabilité temporelle	Variabilité objet/source
Outils						
Simulation probabiliste	+					+
Analyse de corrélation et régression	+					+
Mesures complémentaires	+					+
Modélisation de scénarios			+		+	
Standardisation			+			+
Jugements d'experts / peer review	+		+			
Modélisation non linéaire		+				
Modélisation multi-compartiments		+		+		

Tableau 5 : Méthodes de gestion des incertitudes en fonction de leur nature d'après [Huijbregts 01]

3.3. Revue des typologies

Différentes typologies d'incertitudes ont été proposées depuis le début des années 1990, la volonté des acteurs de l'ACV étant de crédibiliser les résultats d'analyse. Trois types

d'incertitudes sont cités d'ordinaire. Ils correspondent à la classification proposée par Funtowicz & Ravetz et englobent les incertitudes suivantes [Funtowicz & Ravetz 90] :

- les incertitudes liées aux données d'entrée,
- les incertitudes liées aux modèles, sous entendu les modèles régissant les éco-indicateurs et donc la traduction de consommations ou d'émissions en terme d'impacts environnementaux mais également le modèle représentatif du système proposé
- les incertitudes liées à la complétude de l'ICV

De façon plus simplifiée, Huijbregts et Norris se sont limités quant à eux à l'incertitude issue des données d'entrée. Deux catégories semblent ressortir, d'une part l'absence de donnée et d'autre part l'utilisation de données inexactes ; l'absence de donnée couvrant à la fois et l'absence réelle d'information notamment dans le cas de phénomène non mesurable ou encore dans le cas la donnée demeure indisponible, et l'utilisation potentielle de donnée non représentative du système à l'étude [Huijbregts et al. 01].

Heijungs proposa de caractériser l'incertitude uniquement à partir du nombre de valeurs disponibles pour une donnée. Trois niveaux étaient alors identifiés [Heijungs & Huijbregts 04] :

- aucune donnée n'est disponible
- la donnée ne présente qu'une valeur et celle-ci est inappropriée ou inexacte
- la donnée est caractérisée par plusieurs valeurs

Outre les données d'entrée, Heijungs considère que les relations mathématiques et les choix de modélisations sont autant de composantes de l'incertitude et que cette classification s'applique également à ces deux derniers paramètres.

Huijbregts propose dans ses travaux de thèse une classification distinguant l'incertitude de la variabilité. Les sources d'incertitudes sont uniquement le fait des paramètres d'entrée du modèle et des choix de modélisation. L'incertitude de paramètre regroupe à la fois l'imprécision de la donnée, le caractère incomplet du jeu de donnée, l'obsolescence mais également le manque de données. Les incertitudes de modèle quant à elles s'orientent sur les choix réalisés pour la représentation des systèmes qu'il s'agisse du système étudié ou des système environnementaux donnant lieu à la construction des éco-indicateurs [Huijbregts 01] [Huijbregts 98].

La variabilité pour sa part est le fait des facteurs temporel et spatial.

Enfin Bjorklund propose une typologie plus détaillée considérant la nature de l'incertitude mais également sa localisation dans les étapes de l'ACV. Ses travaux sont en partie basés sur les travaux de Huijbregts [Bjorklund 02].

Le tableau suivant (tableau 6) reprend une évolution des incertitudes reconnues et prises en compte en ACV.

[US EPA 89]	[Funtowicz & ravetz 90]	[Bedford & Cooke 01]	[Bjorklund 02]
			- données inexactes
			- absence de données
			- données non représentatives
		- incertitude aléatoire	- modèles
- scénarios	- incertitude sur la donnée	- incertitude épistémologique	- choix
- paramètres	- incertitude sur le modèle	- paramètres	- variabilité spatiale
- modèles	- complétude	- données	- variabilité source – objet
		- modèle	- incertitude épistémologique
		- ambiguïté	- erreur
			- estimation de l'incertitude

Tableau 6 : Evolution des sources d'incertitudes reconnues en ACV.

Son observation met en avant l'identification croissante des sources d'incertitudes potentielles. La multiplication de ces sources et de leur variété est à la base des développements méthodologiques actuellement disponibles pour la gestion des incertitudes.

3.4. Localisation dans l'approche ACV

Outre le fait de définir une typologie, il semble judicieux de localiser ces incertitudes dans les différentes phases de l'ACV. Huijbregts puis Björklund ont réalisé ce positionnement. Les résultats sont synthétisés dans le tableau 7 [Huijbregts 98] [Huijbregts 2001] [Björklund 02].

Type d'incertitude	Orientation	Inventaire	Evaluation	Caractérisation
Inexactitude		Mesure ou valeur inexacte		Inc. Liée à la réelle contribution de la substance ou du matériaux
Carence		Manque de données		Absence d'info./ impact
Représentativité		Manque de représentativité		
Choix	Définition de l'étude	Choix des allocations, niveau d'analyse, type d'info à collecter...	Troncature, choix des cat. impacts	Choix de la méthode d'évaluation
Var. spatiale		Variation spatiale des conso. et émissions		Var. sensibilité du milieu
Var. temporelle		Variation temporelle des conso., émissions, production...		Var. sensibilité et caractéristique du milieu
Var. objet vs. Source		Variation de comportement d'un système à un autre		
Inc. épistémologique	Méconnaissance du système	Méconnaissance des sous systèmes modélisés	Méconnaissance des catégories d'impacts et des indicateurs	Méconnaissance des facteurs de caractérisation

Tableau 7 : Localisation des incertitudes dans les différentes phases de l'ACV d'après [Björklund 02]

L'observation de ce tableau met en avant l'importance de la phase d'inventaire. En effet de toutes les phases de l'ACV, celle-ci est la plus sujette à l'incertitude et à la variabilité. La totalité des sources d'incertitudes potentielles y est mentionnée. D'autre part l'ICV fournit l'information originelle de la modélisation. Par conséquent, toute incertitude à ce stade sera propagée puis amplifiée lors de l'évaluation des impacts environnementaux. Le management et la réduction des incertitudes passe donc prioritairement par la gestion des incertitudes contenues dans l'ICV.

4. Contexte – état actuel de l'évaluation de l'incertitude dans les ACV

4.1. Etat actuel

La prise en compte des incertitudes ainsi que leur évaluation qu'elle soit qualitative et ou quantitative ne sont pas chose commune lors de la réalisation des ACV. Bien que différents outils aient été développés depuis le début des années 1990, leur implémentation est demeurée marginale. L'étude réalisée par Ross dresse d'ailleurs un bilan quant à l'intégration des incertitudes dans les ACV [Ross et al. 02]. Sur l'observation de trente ACV,

quinze établissent la présence d'incertitude mais seulement trois proposent une évaluation qualitative ou quantitative. La tendance semble tout de même s'inverser [Ciroth 04a]. Le nombre d'articles relatifs à l'ACV comprenant le mot clef « incertitude » ne cesse d'augmenter.

4.2. Pourquoi ce manque ?

Ce manque de prise en compte peut s'expliquer par plusieurs facteurs. Dans un premier temps, bien que cette pratique soit grandement préconisée et par la norme ISO 14044 et par les guides de réalisation des ACV, la façon d'appréhender le sujet n'est pas clairement explicitée. L'absence de méthodologie reconnue est clairement mise en cause. Ciroth identifie également un problème de sémantique, chaque méthodologie proposée étant accompagnée de son lot de définitions et de concepts [Ciroth 04a].

Cette absence de prise en compte repose d'autre part sur l'existence de l'information et son accessibilité. Blanc soutient d'ailleurs que l'acquisition de l'information nécessaire à l'évaluation de l'incertitude est parfois aussi, sinon plus difficile à obtenir que l'information elle-même [Blanc & Labouze 99].

Enfin le fait d'intégrer l'incertitude ne simplifie pas pour autant la prise de décision finale, l'introduction d'une donnée supplémentaire est parfois source de confusion [Ciroth et al. 04b].

5. Revue des méthodes actuellement utilisées pour évaluer et propager les incertitudes en ACV

Les approches d'appréhension des incertitudes en ACV se divisent traditionnellement en deux grandes familles que sont les méthodes quantitatives et les méthodes qualitatives. Notons cependant qu'une autre approche largement disséminée, notamment dans les ICV fournis par EcoInvent, combine les deux approches, l'analyse qualitative alimentant l'analyse quantitative. Nous proposons d'établir dans cette partie une revue des méthodes d'évaluation et de propagation des incertitudes les plus couramment utilisées en ACV.

5.1. Méthodes quantitatives

5.1.1. Analyse et propagation d'intervalles [Heijungs 96]

La détermination des domaines de confiance d'un paramètre d'entrée peut être réalisée par l'analyse des intervalles définis par les valeurs extrêmes. La valeur mesurée, calculée ou estimée est positionnée dans un intervalle de viabilité. Celle-ci est encadrée par la valeur

minimum et la valeur maximum. L'intervalle caractérise l'ensemble des valeurs que peut prendre la variable d'entrée.

Prenons l'exemple d'une émission fictive de méthane (CH₄), l'objectif étant d'estimer le potentiel de réchauffement climatique de cette émission. Pour ce faire et en accord avec les méthodes de caractérisation utilisées en ACV, ce potentiel s'écrit comme suit :

$$GWP_{CH_4}(CO_2eq) = m_{CH_4} \times FE_{CH_4} \quad (1)$$

Cette relation fait intervenir la quantité de CH₄ émise dans le compartiment aérien et le potentiel de réchauffement climatique du CH₄ exprimé en CO₂ équivalent. Ce potentiel introduit le terme FE, facteur d'équivalence permettant de traduire l'émission en terme kilogramme de CO₂ équivalent.

Considérant que m , masse de CH₄ émise, est comprise entre \underline{x} et \bar{x} et que FE du CH₄ est compris entre \underline{y} et \bar{y} , la relation prend la forme suivante :

$$GWP_{CH_4}(CO_2eq) = [\underline{x}; \bar{x}] \times [\underline{y}; \bar{y}] \quad (2)$$

Avec \underline{x} et \bar{x} , les masses minimum et maximum de CH₄ respectivement émises et, \underline{y} et \bar{y} , les valeurs minimum et maximum respectives du facteur d'équivalence du méthane. Intuitivement, si l'on propage l'incertitude sur ces deux grandeurs pour définir l'intervalle de confiance du produit, la relation est de la forme :

$$GWP_{CH_4}(CO_2eq) = [\underline{x} \times \underline{y}; \bar{x} \times \bar{y}] \quad (3)$$

Le potentiel de réchauffement climatique de cette émission est comprise entre le produit des minima de x et y et le produit des maxima de x et y.

Nous illustrons cette approche par l'exemple suivant et traitant d'une production de méthanol

Exemple : Production de méthanol à partir de gaz de synthèse

Le présent exemple se limite à l'émission de méthane générée par ce procédé. Les valeurs de variables et les sources de données sont mentionnées dans le tableau suivant :

Variables	Intervalles	Sources
GWP CH4 (CO2eq)	[7 ; 25]	Méthodes de caractérisation
Emissions aériennes de CH4	[4,8616 ^{E-6} ; 7,5416 ^{E-6}]	Module EcoInvent V2

Tableau 8 : variables de mesures de l'impact d'une émission de méthane

Les données Ecoinvent utilisées sont extraites de la version 2. Pour plus d'informations sur base de données d'inventaire, le lecteur se référera au site internet¹³. De la même façon, les facteurs d'équivalence retenus pour le méthane sont extraits des données de l'indicateur IPCC pour les versions 2001 et 2007.

Notons que les variations liées au potentiel de réchauffement climatique du méthane sont essentiellement dues à deux paramètres que sont d'une part la connaissance scientifique et d'autre part le type d'impact généré.

Le GIEC mentionnait un GWP à cent ans de 23 kg CO2 eq pour le méthane en 2001, donnée utilisée par les méthodes IPCC 2001, TRACI, TRACI 2, CML 2000 et EDIP 2003 notamment. Ce même GIEC a revu dernièrement (2007) cette valeur à la hausse en la fixant à 25 kg CO2 eq. Cette dernière donnée est actuellement intégrée à la méthode IPCC 2007, seule méthode développée après cette mise à jour. Un GWP de 21 est également observé dans la littérature mais n'est utilisé par aucune des méthodes de caractérisation observées. Cette même valeur de GWP varie également selon le degré d'impact pris en compte. Ceci est illustré par les valeurs retenues par les méthodes CML 1992, Impacts 2002+ et IPCC 2007, 11, 7 et 25 kg CO2 eq respectivement. Les deux premières méthodes n'intègrent à leur évaluation que les impacts directs liés à l'émission de la molécule alors que la dernière élargit le champ d'impact aux émissions indirectes. De la même façon, la variation observable entre les deux premières méthodes s'explique par le fait que Impacts 2002+ attribue un potentiel de réchauffement nul au méthane biogénique alors que CML 1992 alloue le même potentiel à cette molécule qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique. La propagation de ces intervalles nous donne donc une valeur d'impact en termes de potentiel de réchauffement climatique compris entre les bornes suivantes :

$$\text{GWP émission CH4 (kg CO2 eq)} = [7 \times 4,8616\text{E-6} ; 25 \times 7,5416\text{E-6}]$$

$$\text{GWP émission CH4 (kg CO2 eq)} = [3,403\text{E-5} ; 18,865\text{E-5}]$$

¹³ www.ecoinvent.ch

Cette approche présente deux intérêts majeurs. D'une part il est possible d'utiliser des approximations plutôt que des données figées pour l'évaluation d'incertitude. Ceci s'avère pratique notamment pour l'évaluation de système soumis à contrainte. D'autre part cette méthode nous permet d'estimer les bornes de validité de la grandeur ce qui peut s'avérer très utile lors de l'évaluation des performances environnementales [Tavares 08].

5.1.2. Approche statistique classique [Coulon et al. 97]

Cette approche quantitative permet l'obtention de résultats chiffrés permettant de déterminer la significativité des grandeurs obtenues. La propagation des incertitudes de chaque paramètre d'entrée par simulations de Monte Carlo permet d'identifier un intervalle de confiance pour les résultats d'ICV et d'ACV.

L'approche peut être découpée en trois étapes que sont l'attribution de fonction de distribution à chaque paramètre, la propagation des incertitudes et enfin une analyse des résultats.

- Taille de l'échantillon

Une telle approche repose sur l'échantillonnage de données et l'établissement de fonctions de distributions. La limite majeure de son implémentation est la collecte d'un échantillon représentatif et suffisamment grand. Une taille critique de 30 échantillons minimum est d'ailleurs définie [Vose 08] [ENEA 04].

Cependant et de façon générale, les données utilisées pour l'établissement d'éco-profil de cycle de vie ne satisfont que rarement aux spécifications d'échantillonnage et sont composées de données partielles ou isolées [Lloyd & Ries 07].

- Définition des descripteurs statistiques

La taille de l'échantillon induit irrémédiablement une contrainte supplémentaire qui n'est autre que l'établissement des descripteurs statistiques tels que la moyenne, l'écart-type ou encore la variance.

Blanc souligne d'ailleurs la difficulté d'obtenir de telles informations. Elle affirme également que la définition des fonctions de distribution des échantillons collectés est souvent plus difficile à collecter que la donnée de l'ICV [Blanc & Labouze 99].

- **Représentation**

Une fois la donnée collectée et l'échantillon caractérisé par ses descripteurs statistiques, la variabilité est représentée par une fonction de distribution des probabilités d'occurrence de chacune des valeurs de l'intervalle défini.

De nombreuses fonctions peuvent être attribuées [Tavares 08] [Morgan & Henrion 90] [ENEA 04].

Néanmoins, les approches ACV n'intègrent en général que 4 types de distributions que sont :

- *Une distribution normale*
 - o Fonction de densité de probabilité

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left(-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)$$

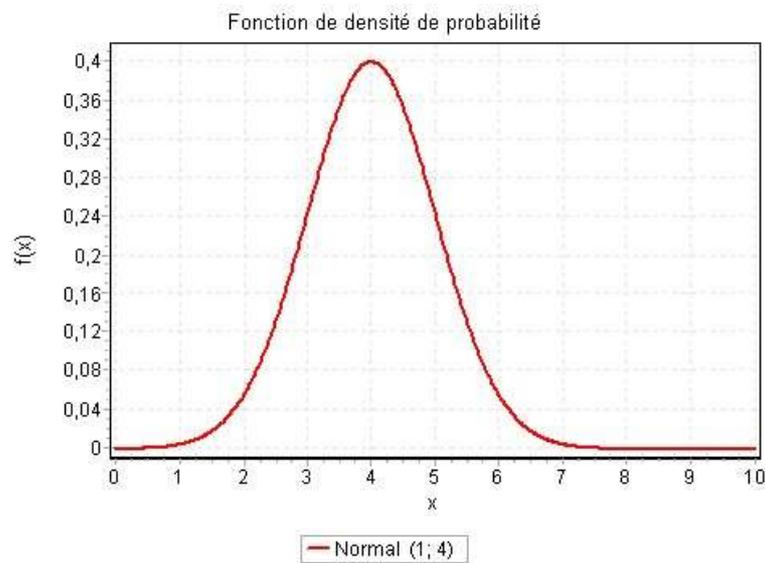


Figure 9 : Représentation graphique d'une distribution Gaussienne

La loi normale ou Gaussienne, est notamment utilisée pour modéliser les phénomènes naturels ou encore les distributions d'erreurs en théorie statistique.

- *Une distribution lognormale*
 - o Fonction de densité de probabilité

$$f(x) = \frac{1}{x\sqrt{2\pi\sigma_1^2}} \exp\left[-\frac{(\ln[x] - \mu_1)^2}{2\sigma_1^2}\right]$$

Avec

$$\mu_1 = \ln\left[\frac{\mu^2}{\sqrt{\sigma^2 + \mu^2}}\right] \text{ et } \sigma_1 = \sqrt{\ln\left[\frac{\sigma^2 + \mu^2}{\mu^2}\right]}$$

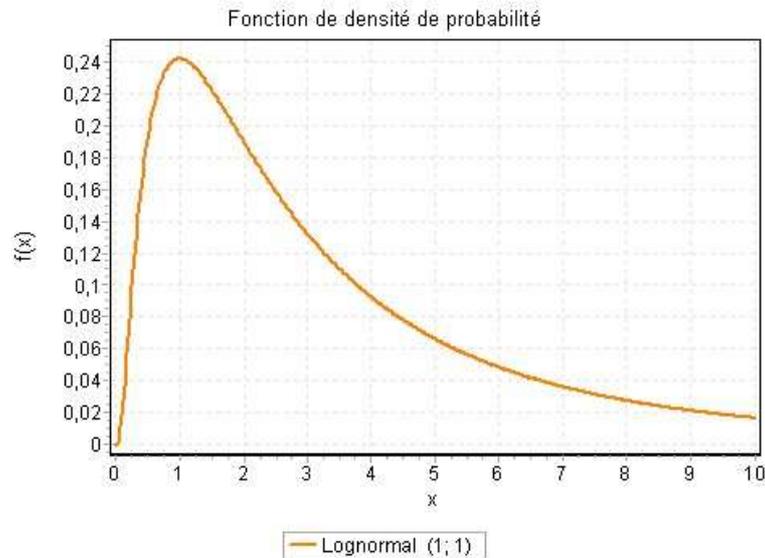


Figure 10 : Représentation graphique d'une distribution lognormale

Cette distribution est régulièrement utilisée pour représenter des phénomènes naturels dont la variable est le produit d'autres variables. Elle fournit en outre une bonne représentation des quantités physiques dont les valeurs potentielles sont comprises entre zéro et + infini, ce qui sous-entend qu'elle n'est pas applicable pour des grandeurs négatives. Enfin elle est appropriée pour la représentation de larges incertitudes ou lorsque que cette incertitude s'exprime en terme de magnitude.

- Une distribution triangulaire
 - o Fonction de densité de probabilité

$$f(x) = \frac{2(x - \min)}{(\text{mode} - \min)(\max - \min)} \quad \text{pour } \min \leq x \leq \text{mode}, \text{ et}$$

$$f(x) = \frac{2(\max - x)}{(\max - \min)(\max - \text{mode})} \quad \text{pour } \text{mode} < x \leq \max$$

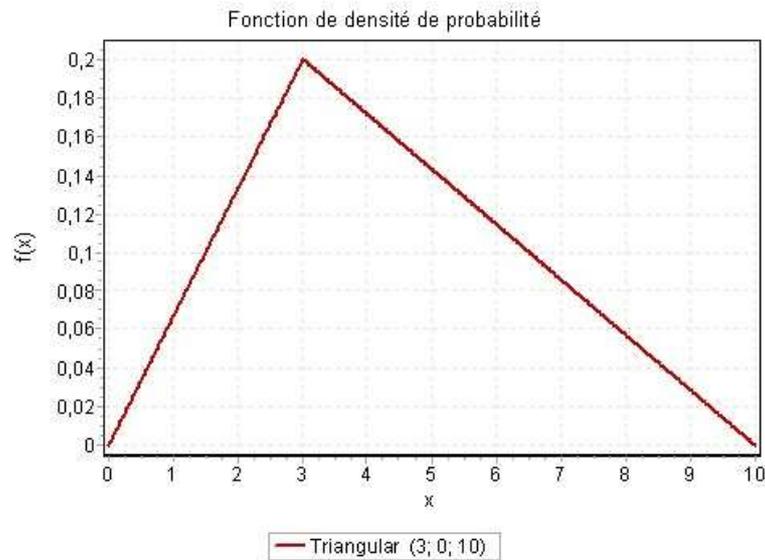


Figure 11 : Représentation graphique d'une distribution triangulaire

Une distribution triangulaire est une représentation approximative qui sous-entend la connaissance de l'intervalle de validité, le maximum et le minimum, mais également la valeur préférentielle. Elle ne présente pas de base théorique mais ses propriétés sont dérivées de la géométrie.

Sa forme très flexible et la définition des paramètres en font une distribution rapide d'utilisation. Cependant, les extrema représentent les valeurs extrêmes absolues. Ceci constitue une limite majeure compte tenu de la difficulté de définir ces bornes.

- *Une distribution uniforme*
 - o Fonction de densité de probabilité

$$f(x) = \frac{1}{\max - \min}$$

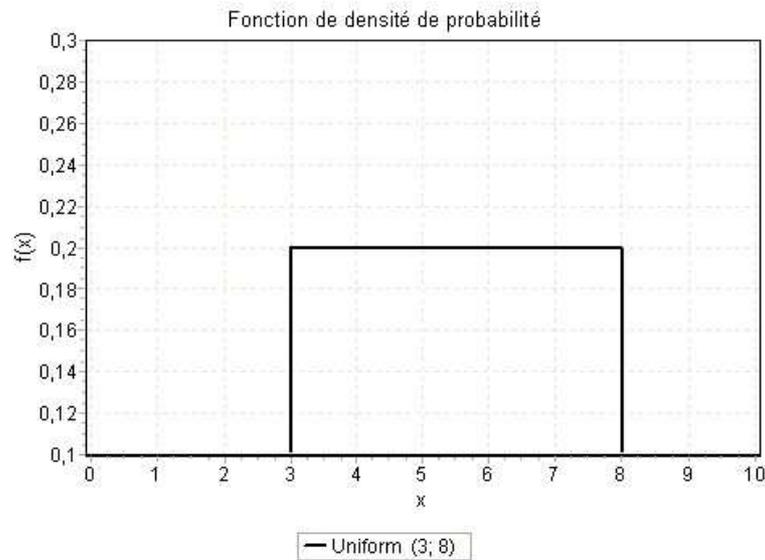


Figure 12 : Représentation graphique d'une distribution uniforme

Cette distribution est utilisée pour les modèles hautement approximatifs notamment dans le cas de carence informationnelle manifeste. Elle présente une équiprobabilité d'occurrence dans l'intervalle considéré. Elle s'avère appropriée lorsque l'intervalle de valeurs potentielles est connu mais qu'il est impossible de déterminer une valeur préférentielle. Elle peut s'avérer utile dans l'optique de mettre en avant l'absence d'information sur un paramètre identifié.

La distribution uniforme peut également être utilisée dans les analyses de sensibilité. La définition d'un intervalle raisonnable permet à cette analyse d'observer l'influence du paramètre d'entrée sur le résultat. Si ce dernier est peu sensible avec cette distribution, le résultat sera d'autant moins sensible avec une autre distribution.

Il s'agit enfin de la distribution la plus couramment utilisée lors de la définition des inférences Bayésiennes a priori [Vose 08].

- Discussion

Cette approche statistique classique soulève certaines limites dans un contexte d'ACV. D'une part il est recommandé d'implémenter l'analyse à partir d'un échantillon de données suffisamment grand afin d'être représentatif de la population à l'étude. Or une des contraintes majeures de l'ACV est l'acquisition et la disponibilité de l'information. Par conséquent il est commun d'observer des ACV n'intégrant que des valeurs isolées, souvent des moyennes d'émissions ou de consommations et dont le processus d'agrégation des données composant l'échantillon, même satisfaisant, est inconnu. Il est également commun d'observer des ACV s'appuyant sur des données isolées contradictoires, le choix de l'information la plus pertinente étant laissée aux bons soins du praticien. Le point crucial est

donc la répétition de la mesure jusqu'à satisfaction des exigences méthodologiques afin de déterminer avec justesse les descripteurs statistiques des distributions observées. Comme le souligne Blanc, l'acquisition de ces descripteurs est souvent plus délicate que l'acquisition des données paramétriques, elle-même largement limitée par la disponibilité et le coût de collecte de l'information [Blanc & Labouze 99].

De l'ensemble des données nécessaires à l'établissement d'une ACV, la plupart est extraite de bases de données d'ICV ne fournissant que depuis peu des estimations d'incertitudes. D'autre part et compte tenu des contraintes de confidentialité, seules les données décrivant le système de niveau 0 et étant générées par le commanditaire pourront éventuellement satisfaire aux exigences méthodologiques et ainsi permettre l'implémentation de telles approches.

5.1.3. Les réseaux bayésiens

L'inexistence de données au même titre que l'indisponibilité de données, notamment pour cause de confidentialité, conduit le praticien ACV à utiliser régulièrement des avis d'experts. Ceux-ci sont subjectifs et dépendent directement du degré d'expertise de l'individu. Cette utilisation, bien que pratique dans ce contexte, présente certaines limites qu'il conviendra de ne pas négliger. D'une part la fiabilité de cette donnée est effectivement liée au degré d'expertise de l'expert et les avis d'experts sont souvent différents et parfois contradictoires. D'autre part ces données sont entachées d'incertitudes qui dans ce cas sont propres à l'expert et au caractère subjectif de l'information. Depuis peu, la quantification des incertitudes en ACV fait intervenir l'utilisation de réseaux de Bayésiens [Benetto 05].

Cette approche quantitative développée par Thomas Bayes se base sur la transformation de la connaissance en modèle de causalité. La description graphique de ce modèle donne lieu à l'établissement de loi de probabilité.

Cette méthode s'appuie sur le théorème suivant :

$$P(A|B)P(B) = P(A \cap B) = P(B|A)P(A)$$

$$P(A|B) = \frac{P(B|A)P(A)}{P(B)}$$

Où

- P(A) est la probabilité d'occurrence a priori de l'événement A,
- P(B) est la probabilité d'occurrence a priori de B,

- $P(A|B)$ est la probabilité a posteriori de A sachant B.

L'utilisation des réseaux bayésiens pour exprimer l'incertitude sur le résultat final se base sur le principe d'une information non connue à l'heure de l'analyse mais dont l'information peut être acquise par la suite.

L'incertitude s'exprime en terme de degré de confiance dans chacune des informations utilisées pour la modélisation et est propagée jusqu'au résultat final. La première évaluation se base sur des probabilités dites « a priori ». L'observation postérieure conduit le praticien à modifier ces probabilités en fonction des observations réalisées. Ainsi les probabilités a priori sont transformées en probabilités a posteriori.

De façon simplifiée, ces graphiques sont définis à partir de données subjectives dites « expertes » caractérisées par des probabilités a priori. Une fois généré, le système est soumis à observations. Ces dernières sont alors intégrées au système afin de corriger les probabilités initialement établies en probabilités a postérieures. Cette approche repose par conséquent sur la correction de croyances subjectives par l'observation.

La validité des réseaux bayésiens repose sur trois propriétés :

- les probabilités subjectives sont assimilables à des probabilités mathématiques,
- les fréquences d'occurrences observées sont également assimilables à des probabilités mathématiques,
- les graphiques de causalités sont des représentations fidèles de loi de probabilités

Cette approche est encore peu développée dans le milieu de l'ACV. Elle trouve notamment ses limites dans l'utilisation de données subjectives dont l'incertitude propre à l'expert est difficile à évaluer. Elle suppose également l'établissement d'un modèle initial régulièrement documenté afin de transformer de façon dynamique les probabilités à priori en probabilités à posteriori.

5.1.4. Les ensembles flous [Weckenmann & Schwan 01][Tan 08]

L'utilisation de la logique floue et des ensembles flous dans les analyses d'incertitudes trouve son intérêt lors du traitement de données dites « vagues » ou « floues ». Celles-ci font souvent intervenir des incertitudes liées à la linguistique et sont sources de difficulté lors de la définition de leurs limites. D'autre part il est délicat de juger d'une telle valeur, celle-ci de par son caractère vague est à la fois vraie et fausse. Elle peut appartenir par conséquent aux deux domaines.

L'implémentation d'une approche floue a pour objet de mesurer l'imprécision de la donnée et de déterminer l'ensemble auquel elle appartient. Pour ce faire chaque donnée fait l'objet d'une représentation mathématique. Celle-ci peut être Gaussienne, triangulaire ou trapézoïdale par exemple. La fonction déterminée illustre le ressenti du praticien face à la donnée, la fonction représentant le degré d'appartenance de la donnée à un ensemble donné. D'après Tan, cette approche semble la plus adéquate pour la gestion de l'incertitude épistémique. Cependant des développements sont aujourd'hui appuyés sur la gestion des incertitudes de paramètre [Tan 08].

5.1.5. Analyse de sensibilité [ISO 06b] [Steen 97]

L'analyse d'incertitude peut également être menée sur la base d'une analyse de sensibilité. Les normes 14040 et 14044 préconisent d'ailleurs une telle analyse lors l'implémentation d'une ACV.

L'objectif d'une telle approche tient plus de l'analyse de comportement que de l'analyse de l'incertitude. Cette dernière réside en effet dans l'étude du comportement du signal de sortie suite à une modification des paramètres d'entrée du système ou à une modification de la configuration de ce système.

Bien que largement utilisée en ACV, notons tout de même que les résultats fournis par une telle analyse conduisent aux mêmes représentations. Ceci est du aux modèles de calcul des impacts environnementaux utilisés par les Eco-indicateurs qui se basent sur le principe que toute consommation ou émission conduit à un impact. En conséquence la réponse du système à toute variation d'un paramètre d'entrée se traduira par une fonction linéaire de la réponse en fonction de la quantité consommée ou émise.

5.1.6. Analyse de scénarios

L'analyse de scénario est largement employée en ACV. Elle repose sur la comparaison de différentes alternatives fournissant la même unité fonctionnelle. Les scénarios peuvent porter sur l'ajout ou la substitution de sous-systèmes, la modification des sources d'approvisionnement pour une production, la modification d'une stratégie logistique ou encore la modification des comportements d'usage d'un produit. L'incertitude étant entendue sous forme d'incertitude épistémique, la multiplication des scénarios fournit l'étendue du comportement du système en conditions incertaines.

5.2. Approche qualitative

L'approche qualitative est apparue au début des années 1990 avec les travaux de Funtowizcs & Ravetz et de Weidema notamment [Funtowizcs & Ravetz 90] [Weidema & Wasnaes 96] [Labouze et al. 96]. Elle s'attache essentiellement à estimer l'incertitude liée à la fiabilité des données compilées lors de la réalisation de l'ICV. Cette approche trouve son intérêt dans la relation établie par la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) telle que la qualité des résultats d'ACV dépendent de deux composantes que sont la qualité des données d'une part et la qualité du ou des modèles d'autre part (figure 13).

$$\begin{array}{ccccc} \text{Qualité des} & & \text{Qualité} & & \text{Qualité des} \\ \text{données} & & \text{de la} & & \text{résultats} \\ \text{d'entrée} & \times & \text{méthodologie} & = & \text{d'ACV} \end{array}$$

Figure 13 : Composantes de la qualité des résultats d'ACV [SETAC 92]

Autrement dit, l'utilisation de données de bonne qualité et dont la représentativité est élevée est le gage de l'obtention de résultats de bonne facture. L'approche qualitative est décrite ci-dessous.

5.2.1. Description

Afin d'évaluer l'ICV, chaque donnée collectée est décrite selon des critères de caractérisation. Ces derniers sont par la suite évalués selon une matrice qualitative où, à chaque situation observée, est attribuée une note comprise entre 1 et 5 : 1 correspondant à la situation la plus favorable et 5 à la situation la plus défavorable ou bien à l'incapacité à noter la donnée, ses méta données étant indisponibles. Les résultats de la cotation sont également présentés sous forme matricielle et caractérisent la qualité de l'information. Le tableau suivant fournit un exemple de matrice de pedigree.

Indicateur	1	2	3	4	5	Remarques
Fiabilité	Données vérifiées basées sur des mesures	Données vérifiées en partie basées sur des hypothèses ou données non-vérifiées obtenues par mesures	Données non-vérifiées basées en partir sur des estimations	Estimations (jugements d'experts); données dérivées d'informations théoriques (stoichiométrie...)	Estimations non-qualifiées	Vérifié sous-entend: publié dans des rapports publiques, statistiques officielles... Non vérifié sous-entend: information personnel obtenu par lettre, fax ou mail
Complétude	Données représentatives de tous les sites pertinents pour le marché considéré sur une période adéquate pour uniformiser les fluctuations normales	Données représentatives issues de plus de 50% des sites pertinents pour le marché considéré su une période adéquate pour uniformiser les fluctuations normales	Données représentatives issues de quelques sites (<50%) pertinents pour le marché ou >50% des sites mais sur une période plus courte	Données représentatives seulement d'un site pertinent pour le marché considéré ou sur une période plus courte	Représentativité inconnue ou données issues d'un petit nombre de sites et sur une période plus petite	La période d'investigation adéquate dépend du procédé/technologie
Corrélation temporelle	Moins de 3 ans de différence avec notre référence (2000]	Moins de 6 ans de différence avec notre référence (2000)	Moins de 10 ans de différence avec notre référence (2000)	Moins de 15 ans de différence avec notre référence (2000)	Age de la donnée inconnu or plus de 15 ans de différence avec notre référence (2000)	Moins de 3 ans veut dire: donnée mesurée en 1997 ou plus tard; score pour les procédés dont le cycle d'investissement est <10 ans; pour les autres un ajustement peut être apporté
Corrélation géographique	Données issues de la zone d'étude	Données moyennes sur une zone plus large comprenant la zone d'étude	Données issues d'une zone plus petite que la zone d'étude ou provenant d'une zone similaire		Donnée issues d'une zone inconnue ou significativement différente	La similarité est exprimée en terme législatif: Amérique du nord, Australie, Union Européenne, Chine...
Corrélation technologique	Données de l'entreprise, procédé ou matériau étudié (technologie identique)		Données représentatives de procédés ou matériaux approchant mais de même technologie ou données de procédés et matériaux à l'étude mais de technologie différente	Données représentatives de procédés ou matériaux approchant mais de technologie différente ou données représentative du stade de laboratoire et de technologie	Donnée représentatives de procédés ou matériaux approchant mais au stade laboratoire et de technologie différente	Exemple de technologies différentes:turbine à vapeur au lieu d'un moteur à propulsion dans un navire
Taille de l'échantillon	>100, mesures continues, bilan des produits achetés	>20	>10, données agrégées dans un rapport environnement	>=3	Inconnue	La taille de l'échantillon représentative d'une figure dans une source d'information

Tableau 9 : Exemple de matrice de pedigree d'après [Ecolnvent 07]

5.2.2. Liste des méta-données

Plusieurs méta-données peuvent être utilisées afin de caractériser la donnée. Le nombre de critères est d'ailleurs très variable d'un auteur à un autre.

US EPA (5) 2000	Weidema (5) 1996	Ecoinvent (6) (actuel)	Pré-consultant (simapro) (7)
Précision	Complétude	Complétude	Cor. Technologique
Complétude	Fiabilité (acquisition)	Fiabilité (acquisition)	Cor. Spatiale
Représentativité	Cor.	Cor. Technologique	Cor. Temporelle
Consistance (uniformité)	Technologique	Cor. Spatiale	Règle d'allocation
Reproductibilité	Cor. Spatiale	Cor. temporelle	Règle de tronçatures
	Cor. temporelle	Taille échantillon	Règle de substitution
			Périmètre d'étude

Tableau 10 : Liste des méta-données potentiellement utilisables

Nous définissons dans cette partie les méta-données les plus couramment utilisées.

- **Complétude :**

Le terme de complétude est employé pour qualifier deux paramètres différents : d'une part la complétude peut être définie par le taux de collecte pour une information donnée. Dans ce cas l'évaluation s'attache à caractériser les flux transitant par le système et les sous-systèmes. Cependant il semble délicat de mesurer ce taux de complétude. Cette mesure sous-entend en effet que nous connaissons le nombre de flux total ou le nombre de données total caractérisant le système. Or s'agissant de modélisation, la représentation du système et l'établissement de choix méthodologiques contraignent le praticien à en simplifier la représentation. Ceci étant couplé au degré de méconnaissance des systèmes et mécanismes anthropiques ou naturels il est complexe d'être exhaustif. Compte tenu de cette limite, Labouze et Rousseaux proposent d'estimer ce taux de part l'analyse bibliographique [Labouze & Rousseaux 98]. Néanmoins une telle procédure reconnaît l'existence d'une littérature fournie sur le système ce qui n'est pas toujours le cas.

D'autre part la complétude peut également caractériser les pratiques de production ou de consommation pour la réalisation d'une même unité fonctionnelle. Ainsi elle peut s'exprimer par le ratio entre le nombre de sites dont sont issues les informations utilisées pour la modélisation et le nombre de sites pouvant générer ces informations : nombre de sites dont sont issues les données de production par rapport au nombre total de site de production. L'établissement de ce taux de complétude peut s'avérer très utile lors de l'évaluation de la variabilité inter site.

- **Fiabilité**

La fiabilité se réfère au mode d'acquisition de l'information. Une échelle est établie sur la base de la fiabilité supposée des méthodes d'acquisition. Ces dernières sont caractérisées par des mesures effectuées sur sites et selon des méthodes standardisées, par des mesures vérifiées et validées, par des évaluations basées sur des hypothèses validées ou non, par des modélisations ou encore par des dires d'experts. La fiabilité maximale est attribuée aux données mesurées tandis que les estimations présentent une fiabilité minimale.

- **Source**

La source d'information peut également être retenue comme critère de cotation auquel cas une échelle de fiabilité supposée peut être établie. Cependant notons tout de même qu'il convient d'approfondir quelque peu ces sources d'information. En effet une source potentiellement fiable peut reprendre une donnée elle-même issue d'une source beaucoup moins fiable. Dans de tel cas, il peut être judicieux de retracer le flux informationnel jusqu'à la source originelle de l'information afin de juger de sa pertinence.

- **Corrélations**

Les corrélations estiment la distance existante entre l'information collectée et l'information qui aurait dû être idéalement collectée. Trois corrélations sont communément employées dans ces matrices :

- La corrélation technologique : ce critère estime la représentativité de la donnée collectée par l'évaluation de la corrélation existante entre le système dont la donnée est extraite et le système à l'étude
- La corrélation temporelle : elle évalue la période de temps écoulée entre la date de génération de l'information et la date d'utilisation de l'information. Ce critère permet notamment d'estimer l'obsolescence des données.
- Corrélation géographique : cette dernière corrélation met en avant la situation géographique représentative de la donnée. Elle tente de traduire la variabilité parfois marquée qu'il existe entre deux régions. Elle peut traduire notamment les variations de marché, les variations de pratiques, d'approvisionnement ou encore de législations.

Bien que ces corrélations soient d'une grande utilité pour l'identification des données les plus représentatives du système, les corrélations temporelle et spatiale sont généralement moins influentes que la corrélation technologique sur le choix de l'information. Ceci explique notamment la mauvaise appréhension de ces paramètres lors de l'évaluation des impacts ou dommages environnementaux.

- **La taille de l'échantillon**

Ce critère caractérise l'échantillonnage des données notamment pour valider ou garantir la validité statistique de l'information. Il est souvent associé au mode d'acquisition.

5.2.3. Evaluation des défauts de qualité

Les scores de chacune des données de l'ICV sont ensuite comparés aux objectifs de collecte. Trois situations sont alors possibles :

1. la qualité des données de l'ICV est conforme aux objectifs de collecte
2. certaines données présentent des défauts de qualité (manque de données, insuffisance de qualité) qui pourront être corrigés notamment via une nouvelle campagne de collecte
3. les données présentent des défauts de qualité majeurs et irrémédiables.

La poursuite de l'ACV est évaluée pour chacune de ces situations. Si la qualité est satisfaisante, l'analyse peut suivre son cours, en revanche des défauts de collecte et de fiabilité observés remettent en cause la bonne marche de la procédure. Soit le praticien redéfinit les objectifs de l'étude en modifiant notamment les limites du système ou l'unité fonctionnelle par exemple en justifiant les nouveaux choix de modélisation ou bien l'arrêt de la procédure ACV est envisagé.

5.2.4. Utilité

L'implémentation d'une telle approche présente différents avantages.

D'une part elle permet de cartographier l'ICV et de contrôler la cohérence de la collecte face aux objectifs de l'étude. Une telle cartographie met en évidence les points forts de la collecte mais également et surtout les défauts de qualité de l'inventaire, sous-entendu les carences informationnelles et les informations dont la fiabilité est remise en question.

Cette première caractérisation est très utile dans une optique d'optimisation de la collecte. En effet une seconde collecte de données pourra être calibrée de façon plus précise en focalisant l'effort sur les données douteuses. D'autre part une évaluation des données en

temps réel permet de déterminer immédiatement le moment où la collecte de données est complète et de bonne qualité. Cette approche se substitue à la succession collecte - évaluation dont le risque est de collecter et de traiter des informations superflues en regard des objectifs de collecte. L'optimisation du temps de collecte est ici un axe fort.

Cette approche trouve également un intérêt majeur lors des choix de données à inclure dans la modélisation. Plusieurs bases d'ICV sont aujourd'hui disponibles mais comment définir la plus représentative du système étudié. Les spécifications de collecte ainsi qu'une évaluation de chacune de ces données peuvent guider les choix.

Enfin l'analyse est réalisée sur la base de méta-données généralement générées en même temps que l'information. Il est donc plus simple de collecter ce type de données que de déterminer les fonctions de distribution associées aux paramètres.

La méthode présente cependant certaines limites. Dans un premier temps l'évaluation demeure subjective ce qui peut remettre en cause les jugements de valeurs réalisés. D'autre part, son implémentation fournit certes un éclairage sur la qualité des données d'inventaire mais ne permet pas d'estimer la qualité d'un inventaire complet [Benetto 05].

5.3. Approches hybrides : quantification à partir de résultats qualitatifs

Comme nous l'avons montré précédemment, certaines limites inhérentes à la pratique ACV ne permettent pas l'implémentation des approches statistiques classiques et la propagation des incertitudes par des simulations de Monte Carlo. Citons notamment la difficulté d'obtenir un échantillon de taille satisfaisante ou encore l'incapacité de déterminer les propriétés de distribution de l'échantillon.

Pour pallier cette limite, Weidema et Ecoinvent propose de caractériser les distributions en fonction de l'indice de qualité déterminé par la matrice de pedigree [Weidema & Wesnaes 96] [Frischknecht et al. 05]. Pour ce faire, les auteurs s'appuient sur les propriétés géométriques des distributions normale et lognormale.

La courbe de Gauss présente la caractéristique suivante : pour une dispersion des valeurs de l'ordre de deux écart types (Standard deviation SD), soit un écart type de part et d'autre de l'axe des ordonnées, la surface sous la courbe représente 95,44% de la surface totale sous la courbe. Autrement dit pour une dispersion égale à 2 SD, la probabilité que la donnée appartienne à l'intervalle considéré est de 95%. de la même façon pour une dispersion de 3 SD, la probabilité que la donnée appartienne à l'intervalle correspond à une probabilité de 99,74% (figure 14).

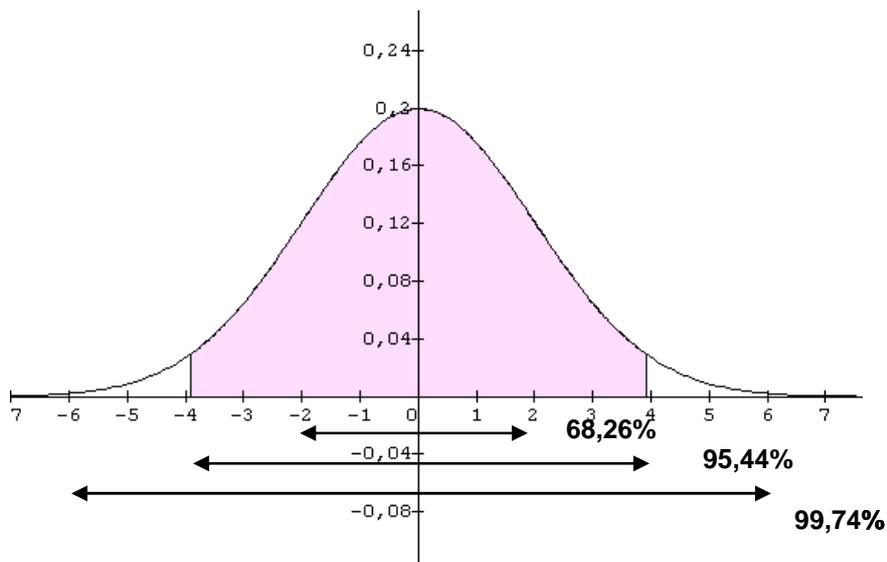


Figure 14 : Propriétés géométriques de la distribution normale

Cette propriété est similaire pour la distribution courbe lognormale. Pour une dispersion égale à SD^2 , l'aire sous la courbe représente 95% de l'aire totale sous la courbe.

Ainsi, à partir d'une valeur de référence μ , nous estimons sa dispersion. Les données nous permettent par la suite de reconstruire les distributions normale ou lognormale correspondantes.

L'écart type pour 95%, ou SD_{95} est mesurée selon la formule suivante :

$$SD_{95} = \sqrt{\text{variance}}$$

et

$$SD_{95} = \sqrt{(U1^2 + U2^2 + U3^2 + U4^2 + U5^2)}$$

Avec $U1$, $U2$, $U3$, $U4$, $U5$ représentant les coefficients de dispersion des critères de d'évaluation : fiabilité, complétude, corrélation temporelle, corrélation géographique, corrélation technologique et taille de l'échantillon.

La mesure de la dispersion totale prend la forme :

$$\text{Dispersion totale} = SD (\sigma) / \text{moy} (\mu)$$

Sur la base de ces propriétés, les auteurs ont défini une grille présentant l'indice de dispersion totale pour chaque critère évalué par la matrice de pedigree et pour chaque score correspondant (tableau 11). Par exemple, l'obtention d'une note de 4 pour le critère de corrélation temporelle, correspond à une dispersion totale des valeurs d'un coefficient de 1,20. il est alors possible de mesurer l'écart type correspondant.

Score	1	2	3	4	5
Fiabilité	1.00	1.05	1.10	1.20	1.50
Complétude	1.00	1.02	1.05	1.10	1.20
Corrélation temporelle	1.01	1.03	1.10	1.20	1.50
Corrélation géographique	1.02	1.01	1.02		1.10
Corrélation technologique	1.03		1.20	1.50	2.00
Taille de l'échantillon	1.04	1.02	2.05	1.10	1.20

Tableau 11 : Tableau des indices de dispersion selon les différents scores de la matrice de pedigree [Ecoinvent 07]

Compte tenu de ces propriétés, il est supposé que pour chaque degré de qualité correspond un intervalle dans lequel se trouve la valeur vraie, cet intervalle étant une fonction de l'écart-type. Ainsi, plus une donnée est de mauvaise qualité et plus l'intervalle comprenant cette donnée sera grand. L'intervalle est élargit de sorte à couvrir la donnée de faible qualité et donc incertaine.

Cette approche pallie les difficultés d'obtention ou de détermination des distributions statistiques des grandeurs utilisées pour la modélisation. Elle fournit une alternative d'alimentation du système d'information. Une fois l'ensemble des distributions définies, les incertitudes sont propagées à l'aide de simulations de Monte Carlo.

Conclusion

Incertitude et variabilité sont omni présentes dans la procédure ACV et leur non-prise en compte contribue grandement à décrédibiliser les résultats d'analyses environnementales. Après identification de ces dernières il apparaît que les sources majeures d'incertitudes sont liées d'une part à la représentation des systèmes anthropiques et environnementaux et d'autre aux données de modélisation. En outre le positionnement de ces incertitudes dans la procédure ACV met en avant une hypersensibilité de la phase d'inventaire à ces incertitudes. Cette phase regroupe en effet la totalité des sources d'incertitudes identifiées. Compte tenu que ces données sont à l'origine de toute modélisation, les incertitudes issues de cet inventaire sont sans aucun doute propagées et amplifiées lors de l'évaluation environnementale. La gestion de l'incertitude en ACV passe donc prioritairement par le traitement des incertitudes inhérentes aux données d'inventaire.

Bien qu'aucune méthode d'appréhension de l'incertitude ne fasse consensus, différentes approches sont à disposition du praticien, chacune étant spécifique d'un type d'incertitude. Cependant aux vues des avantages et limites de chacune il apparaît que la plupart d'entre elles demande une expertise relative élevée dans la mise en œuvre, de nombreuses données additionnelles parfois très difficiles d'obtention occasionnant un temps de traitement non négligeable.

Problématique de recherche

La non-prise en compte des incertitudes dans les ACV est largement reconnue comme une limite majeure à la fiabilisation des résultats d'ACV. Différentes méthodes ont pourtant été proposées depuis une vingtaine d'années. Cependant aucune ne fait encore l'objet d'un consensus.

Ceci s'explique notamment par la difficulté d'implémentation des approches disponibles. Certaines d'entre elles requièrent des données parfois très difficile à obtenir, c'est le cas par exemple de la définition des fonctions de distribution pour les paramètres de modélisation. D'autres demandent une expertise additionnelle consommatrice de ressources temporelles notamment. Enfin l'intégration de ces approches, ne facilite pas toujours le processus de décision mais occasionne parfois une certaine confusion.

Les deux contraintes majeures à prendre en compte sont l'implémentation simple et rapide d'une approche d'évaluation de la fiabilité des résultats d'ACV et l'optimisation de la période d'implémentation.

La problématique de recherche peut donc être formulée comme suit : quelle approche doit-on utiliser afin d'évaluer la fiabilité des résultats d'ACV à partir de données facilement accessibles en optimisant les ressources additionnelles requises (Collecte et traitement) ?

Chapitre 3

Fiabilisation des décisions environnementales basées sur les résultats d'ACV par l'implémentation d'une approche mixte

CHAPITRE 3.....	83
FIABILISATION DES DECISIONS ENVIRONNEMENTALES BASEES SUR LES RESULTATS D'ACV PAR L'IMPLEMENTATION D'UNE APPROCHE.....	83
1. VERS UNE FIABILISATION DES RESULTATS D'ACV COMBINANT APPROCHES QUALITATIVE ET QUANTITATIVE	86
2. PHASE D'ORIENTATION DE L'ETUDE : UNE PHASE PREPONDERANTE	89
2.1. <i>Objectifs de l'analyse</i>	90
2.2. <i>Identification des procédés de référence</i>	91
2.3. <i>Orientation de l'analyse</i>	91
2.3.1. Objectifs de l'étude.....	91
2.3.2. Limites du système	92
2.3.3. Unité fonctionnelle	92
2.3.4. Catégories d'impacts d'intérêt	92
2.3.5. Définition des objectifs de collecte.....	93
3. VERS UN CONTROLE DE LA QUALITE DE L'INFORMATION EN TEMPS REEL BASE SUR L'IMPLEMENTATION DE MATRICES DE PEDIGREE	94
3.1. <i>Proposition</i>	94
3.2. <i>La matrice de pedigree : outil de caractérisation des données collectées</i>	97
3.3. <i>Définition d'un niveau de qualité minimum acceptable – définition des objectifs de collecte</i>	99
3.4. <i>Evaluation de la qualité des données</i>	99
3.4.1. Présentation de la matrice	99
3.4.2. Note relative à l'emploi de la matrice et influence du système observé.....	99
3.4.3. Présentation des résultats sous forme matricielle.....	100
4. PROPAGATION DES INDICES DE QUALITE DE PROCHE EN PROCHE	101
4.1. <i>Analyse de contribution</i>	101
4.2. <i>Evaluation qualitative d'un macro-système</i>	104
4.2.1. Système composé de sous-systèmes indépendants	104
4.2.2. Système composé de sous-systèmes dépendants	106
4.3. <i>Evaluation du dommage qualitatif</i>	108
5. DEFINITION D'UN INDICE DE QUALITE GLOBALE.....	109
5.1. <i>Agrégation sous forme d'indice de qualité</i>	109
5.1.1. Hypothèses d'agrégation.....	109
5.1.2. Procédure d'agrégation.....	110
5.2. <i>Représentation et interprétation</i>	110
5.2.1. Diagramme indice de qualité – contribution.....	110
5.2.2. Représentation de l'indice de qualité en fonction du rang	112
5.2.3. Représentation de l'écart normalisé.....	113
5.3. <i>Discussion de la méthodologie</i>	114
6. EVALUATION QUANTITATIVE.....	115
6.1. <i>Limitation au procédé à l'étude</i>	115
6.2. <i>Evaluation de la variabilité par la mesure</i>	115
7. VERS LA VALIDATION DES ALTERNATIVES DE CONCEPTION.....	116
CONCLUSION.....	119

La méthodologie proposée tend à favoriser la prise de décision basée sur les résultats d'une ACV quelle soit comparative ou non. L'objectif est d'intégrer la contrainte de qualité des données d'entrée du modèle afin de déterminer un degré de fiabilité de ces résultats. De l'état des lieux proposé dans les parties précédentes il ressort que les analyses qualitative et quantitative présentent toutes deux des avantages mais également des inconvénients quant à l'intégration et l'évaluation de l'incertitude dans les ACV. Cependant bien qu'elles fournissent des informations différentes elles demeurent complémentaires. En conséquence nous proposons de combiner de façon successive ces deux approches afin d'estimer le degré de fiabilité des données et donc du résultat d'une part et de déterminer le domaine de validité de ce même résultat d'autre part.

La première partie est dédiée à l'évaluation qualitative des données d'entrée, l'objectif étant de contrôler la représentativité des informations, de cartographier le jeu de données et de localiser les éventuels défauts de collecte. Le couplage de l'évaluation qualitative avec une analyse de contribution permet d'identifier les informations prépondérantes pour lesquelles une amélioration de la qualité aurait une incidence marquée sur la fiabilité des résultats finaux. Elle permet également de focaliser les éventuels efforts de collecte additionnels sur des données réellement contributives aux résultats.

La seconde partie quant à elle propose d'implémenter une analyse quantitative au moyen de simulations de Monte Carlo. L'apport complémentaire de cette analyse devrait nous permettre de déterminer si les écarts observés entre les différentes alternatives sont réellement significatifs.

1. Vers une fiabilisation des résultats d'ACV combinant les approches qualitative et quantitative

La méthodologie proposée suit les étapes de l'ACV définies par l'ISO 14040. Après identification des domaines d'incertitudes liés à l'implémentation de la méthodologie et à la localisation de ces incertitudes dans la procédure, nous préconisons quelques actions à mener pour chacune de ces étapes dans l'optique d'intégrer les incertitudes dans les résultats d'ACV.

Dans un premier temps, cette intégration doit se décider dès la première étape d'orientation. En effet durant cette phase de mise en forme, les orientations qui sont définies déterminent en grande partie le type d'information à collecter et le degré de qualité recherchée. Ce dernier doit également être en accord avec les objectifs de l'analyse. Aussi la formalisation des souhaits de qualité pourra éviter les surcoûts en temps et ressources d'une part mais également aider à focaliser l'analyse sur les points cruciaux et ainsi optimiser les phases de collecte.

Une fois les objectifs formulés, nous déterminons les objectifs de qualité des données qui seront collectées. Pour ce faire nous utilisons en partie une matrice de pedigree [Funtowicz & Ravetz 90] [Weidema & Wasnaes 96].

De la même façon, si une analyse quantitative semble judicieuse il faudra collecter les informations nécessaires à cette analyse. Il convient en effet de dimensionner l'échantillonnage de sorte qu'il soit représentatif et permette l'utilisation d'approches statistiques classiques.

La méthodologie est présentée dans la figure 15.

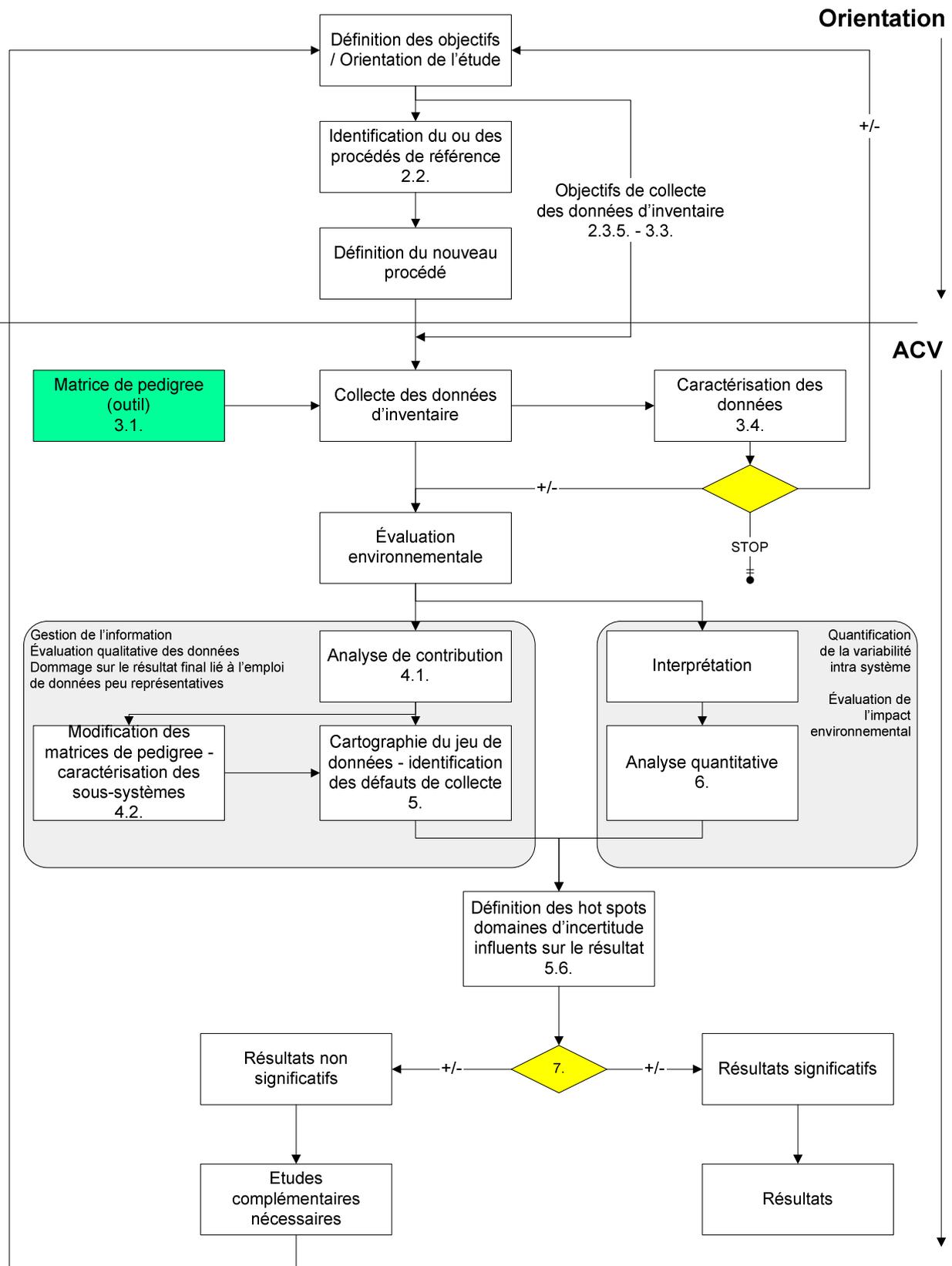


Figure 15 : Proposition de méthodologie d'intégration des incertitudes en ACV

D'un point de vue pratique, le commanditaire de l'analyse, souvent producteur ou assembleur, maîtrise l'acquisition et la fiabilité des données qui lui sont propres mais demeure tributaire des fournisseurs d'informations relatives aux processus unitaires sous-jacents qu'il ne maîtrise pas. L'utilisateur d'alcool, méthanol ou éthanol par exemple, pour une production quelconque, est en mesure de fournir des informations relatives à son procédé de synthèse : entrants, sortants, procédure de production ou de traitement, conditions de synthèse. Cependant la production d'alcool n'est pas toujours de son fait. En conséquence les données représentatives du mode de production d'alcool alimentant le procédé en question devront être collectées auprès du fournisseur dans le meilleur des cas. Si celles-ci s'avèrent indisponibles (inconnues, non accessibles), l'information pourra éventuellement être générée par modélisation, calcul ou encore par estimation. Dans tous ces cas, l'information générée sera théoriquement moins représentative que la donnée source.

Sachant que l'ACV est basée sur un grand nombre de données hétérogènes et provenant de sources différentes, il semble donc primordial d'évaluer la représentativité des informations intégrées à la modélisation afin de juger de la validité du résultat final.

D'autre part l'ACV présente différentes applications qui ne requièrent pas toujours le même degré d'analyse, de complétude et ou de fiabilité. L'utilisation d'une ACV afin d'accroître ses connaissances sur un système et de dégager des pistes d'améliorations environnementales est moins contraignante d'un point de vue complétude et représentativité que la même analyse en vue du positionnement concurrentiel d'un produit ou d'un procédé, les objectifs étant, dans le premier cas de dégrossir la problématique et d'obtenir un Eco-profil approchant du système et dans le second cas de quantifier l'écart de performance environnementale entre deux systèmes concurrents.

Dans ce contexte il est intéressant de contrôler le flux d'informations afin de répondre au mieux à la problématique tout en évitant les phénomènes de sur-coûts (monétaires, ressources humaines ou temporelles) et de sur ou sous-qualité engendrés par une phase de collecte mal contrôlée.

Bien que la matrice de pedigree soit largement utilisée à l'heure actuelle, Ecoinvent estime l'incertitude de données via cette approche, les informations présentées dans les ACV sont

certes transparentes mais la fiabilité et la représentativité de la donnée sont régulièrement laissées à la discrétion du lecteur.

L'implémentation d'une analyse qualitative a pour objectif de répondre à différentes interrogations que le praticien peut rencontrer :

- Parmi le pool de données disponibles (bases de données notamment), quelles informations sont les plus représentatives de mon système ?
- La qualité de l'information est-elle en accord avec les objectifs de qualité que j'ai défini au préalable ?

La qualité des informations utilisées pour une modélisation est souvent connue du praticien. Cependant le réel dommage de l'intégration d'une information de faible qualité sur le résultat final est rarement mesuré. Aussi :

- Est-il possible d'identifier les leviers d'amélioration de la qualité du résultat et par conséquent de la fiabilité du résultat?

L'analyse quantitative quant à elle permet d'estimer le domaine de validité du résultat final notamment par l'établissement d'intervalles de confiance. Outre le fait de définir la plage de variation du résultat, cette analyse s'avère très utile dans l'optique d'une comparaison de systèmes. Il est possible en effet, de déterminer si la différence observée entre deux systèmes, comme souvent présenté dans les résultats d'ACV, est réellement significative.

2. Phase d'orientation de l'étude : une phase prépondérante

L'approche proposée se base sur une ACV comparative mettant en concurrence un procédé de synthèse en développement et des procédés existants ou conceptuels. Lors de l'établissement de la liste des procédés identifiés nous devons intégrer un procédé de référence dit « baseline » correspondant au mode de production le plus communément utilisé, l'objectif primaire étant la validation et le positionnement des choix de conception du nouveau procédé par rapport à l'existant.

En outre, sachant que les préconisations de conception ou les orientations de recherches pouvant émerger d'une ACV ne correspondent pas toujours au potentiel d'action du commanditaire, nous préconisons l'implémentation d'une analyse simplifiée limitant le nombre de catégories d'impacts en accord avec les réelles préoccupations de l'industriel, ces orientations pouvant être le fait de la sensibilité environnementale du commanditaire, de

sa stratégie de développement et du potentiel d'amélioration de sa performance environnementale.

Cette première phase d'orientation a pour objet la définition de l'étude et la formalisation des objectifs et hypothèses d'analyse. Elle prend notamment en compte l'identification du ou des objets d'étude, des procédés de synthèse en l'occurrence, la définition du format de l'analyse, la définition des limites du système, de l'unité fonctionnelle ou encore des catégories d'impacts d'intérêt. Cette étape demeure primordiale dans le sens où l'ensemble de ces choix méthodologiques conditionnent en grande partie les données que nous devons collecter ainsi que le degré de représentativité que nous devons atteindre.

Le positionnement de cette étape dans la méthodologie globale est présenté dans la figure 16. Chaque étape est explicitée et discutée dans les sections indiquées en indices.

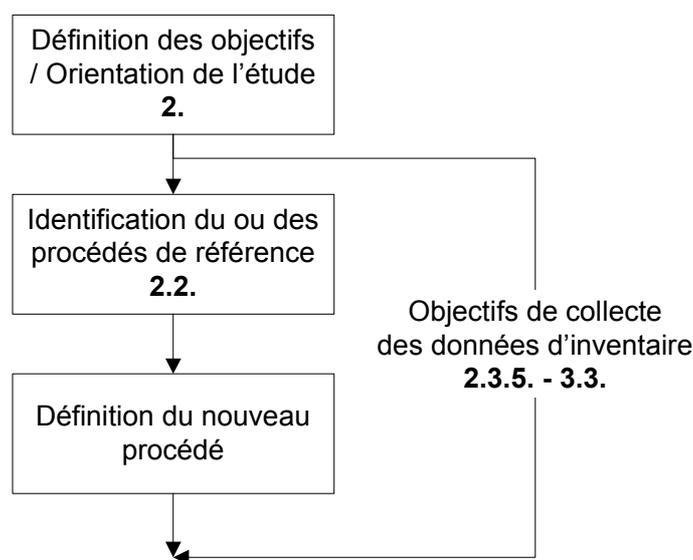


Figure 16 : Description de la phase d'orientation et positionnement dans le schéma méthodologique

2.1. Objectifs de l'analyse

L'objectif de cette approche est l'intégration de résultats d'ACV lors du développement de nouveaux procédés de synthèse chimique afin de valider les différents choix de conception. Pour ce faire, un ou plusieurs procédés existants et dit de référence sont évalués et les résultats sont transcrits en préconisations de conception ou orientations de développement.

Dans notre cas d'étude, l'intégration des résultats d'ACV se positionne à l'échelle du laboratoire. Les réactions chimiques ont été identifiées et les catalyseurs adéquats ont été

développés. L'ACV se base sur les observations réalisées pendant la phase laboratoire. Les réactifs ont été identifiés tout comme le type de réacteur.

Cependant la source des matières premières demeure aujourd'hui indéfinie et peut influencer la performance environnementale globale du système. Dans notre cas il s'agit d'évaluer une production et donc non seulement le fonctionnement et les équipements du système mais également et surtout la nature et la source d'approvisionnement du système.

2.2. Identification des procédés de référence

Nombres de réactions sont souvent possibles pour une production identifiée. Cependant certaines voies de synthèse ne sont ni économiquement viables, ni technologiquement réalisables actuellement. En conséquence, nous préconisons d'identifier dans un premier temps l'ensemble des réactions ou modes de production potentiels pour la substance en question. Cette revue présente l'intérêt d'identifier et de définir les alternatives les plus prometteuses pour pallier les impacts environnementaux générés par le procédé de référence.

Une fois la liste établie, nous préconisons de limiter le nombre de procédés référents à deux ou trois, ce lot comprenant bien entendu le procédé qualifié de « baseline ». Le ou les autres procédés retenus permettront notamment un positionnement concurrentiel du futur procédé.

2.3. Orientation de l'analyse

La phase d'orientation d'une ACV s'avère cruciale. Comme mentionné auparavant, elle s'attache à définir l'ensemble des choix méthodologiques qui donneront forme à l'étude. Ils déterminent de façon prépondérante à la fois le type d'information à collecter et le degré de représentativité nécessaire afin de répondre aux objectifs.

2.3.1. Objectifs de l'étude

Les objectifs d'étude peuvent être multiples comme nous l'avons présenté dans les chapitres précédents. A chacun d'entre eux peut être associé un niveau de détail ou de complétude. En conséquence la formalisation des objectifs influe directement d'une part sur la définition de l'unité fonctionnelle et d'autre part sur la nature des informations nécessaires à la réalisation de l'ICV. Le terme « nature » comprend notamment l'identification de la donnée mais également son degré de précision, ou de représentativité.

2.3.2. Limites du système

Les limites du système doivent également être définies à ce stade. L'ACV étant itérative, celles-ci pourront éventuellement être élargies ou au contraire réduites par la suite, notamment en fonction de la disponibilité des informations nécessaires. Cette phase consiste à déterminer et à justifier ce qui sera inclus dans le système et bien entendu ce qui sera exclu. La constitution de ce puzzle devra être en conformité avec les objectifs de l'analyse.

L'évaluation de la performance d'un procédé peut être prise pour exemple. Celui-ci peut être appréhendé de deux façons différentes selon que l'on veut évaluer une production ou un bien un fonctionnement. Dans le premier cas, il conviendra d'inclure les sous-systèmes conduisant à la production des semi-produits tels que les réactifs, l'alimentation du système ayant une influence non négligeable sur la performance environnementale du système à l'étude. Dans le second cas, outre le fait d'acquérir une connaissance supplémentaire sur le système, l'objectif principal est souvent une recherche d'optimisation. L'approvisionnement étant figé et n'influençant par les conditions de fonctionnement, ces sous-systèmes sous-jacents pourront être exclus, l'étude se focalisant sur les équipements et le fonctionnement global du procédé. Il pourra s'agir de l'ajout d'une station de traitement des eaux usées ou encore l'ajout d'une membrane de pervaporation afin de purifier le flux de sortie et d'en optimiser l'emploi.

2.3.3. Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle traduit la fonction assurée par le système. Elle est quantifiée et propose une base normative pour la réalisation de l'ICV. Notre méthodologie étant à vocation comparative, elle nous fournit l'unité de comparaison des systèmes à l'étude. Un grand soin devra être apporté lors de sa rédaction, sa définition se répercutant directement sur l'ensemble de l'analyse, qu'il s'agisse des frontières du système ou encore des données à collecter.

2.3.4. Catégories d'impacts d'intérêt

Différentes catégories d'impacts environnementaux sont disponibles selon la ou les méthode(s) de caractérisation choisie(s). Certaines d'entre elles proposent également une agrégation des impacts sous forme de score unique qu'il soit normalisé ou non. Cependant les facteurs de pondération utilisés pour générer un score unique ne correspondent pas toujours à la hiérarchie propre au commanditaire. Ceux-ci attribuent une importance relative

à chaque catégorie selon les préoccupations sociétales du moment, incluant les aspects environnementaux, économiques et sociaux. Cependant cette hiérarchie établie ne traduit pas de façon réaliste la situation actuelle et occulte les stratégies de développement du commanditaire ainsi que son réel pouvoir d'action. Ceci peut être illustré par l'urgence de stabiliser puis d'enrayer la dégradation de la couche d'ozone dans les années 1990. Beaucoup d'efforts ont été réalisés dans ce sens avec succès. Le résultat fut la relégation de cette préoccupation à un second plan laissant une place de choix au réchauffement climatique et notamment au bilan carbone depuis une petite décennie. Sachant que les facteurs de pondération sont fixés pour une période donnée, ceux-ci ne sont malheureusement pas représentatifs des évolutions sociétales. D'autre part, en utilisant de tels facteurs nous occultons le développement stratégique de l'entreprise et son niveau de maturation. En effet, il se peut que cette entité ait déjà réalisé des efforts significatifs quant à la gestion d'une ou plusieurs catégories d'impacts et que toute nouvelle amélioration ne se traduise que par un gain marginal alors que d'autres postes environnementaux n'ont jamais été explorés et pourraient donner lieu à de réels gains environnementaux.

En conséquence nous préconisons de limiter le nombre de catégories d'impacts et de les hiérarchiser et ce, en accord avec les partenaires. D'une part nous nous affranchissons de toutes préoccupations sociétales réelles ou obsolètes et focalisons sur les problématiques quotidiennes de l'entreprise. D'autre part cette hiérarchisation subjective des catégories d'impacts se veut représentative des intérêts de l'entreprise. Une telle approche doit permettre de focaliser non seulement sur les points environnementaux critiques caractéristiques du système mais également d'identifier les voies d'améliorations les plus judicieuses compte tenu des possibilités et de la stratégie de l'entreprise.

2.3.5. Définition des objectifs de collecte

Une fois que l'orientation de l'analyse est formalisée, il convient de collecter les données nécessaires à l'établissement de l'ICV. Afin de garantir une qualité de collecte satisfaisante pour répondre aux objectifs de l'étude nous préconisons d'identifier le degré de représentativité recherché pour chacune des données de l'inventaire. Ces objectifs de collecte conditionnent la stratégie de collecte ainsi que la nature des données collectées.

Ces objectifs sont transcrits en scores à l'aide de matrice de pedigree que nous utilisons pour définir la qualité des données et établissent les seuils d'acceptabilité minimum pour l'inclusion ou l'exclusion des données identifiées. Si l'information recherchée et collectée ne satisfait pas à ces objectifs, il conviendra de poursuivre l'effort de collecte jusqu'à obtention d'une information dont le degré de qualité est suffisant. En revanche si la donnée est

satisfaisante, l'effort de collecte est recentré sur d'autres données présentant un éventuel défaut de qualité.

3. Vers un contrôle de la qualité de l'information en temps réel basé sur l'implémentation de matrices de pedigree

3.1. Proposition

L'analyse qualitative n'a pas pour objet de quantifier cette incertitude mais de l'identifier et de lui donner un ordre de grandeur notamment par l'établissement d'une cotation. Elle se base en outre sur les méta-données qui sont généralement générées et accessibles à la création de l'information. En conséquence cette approche semble plus accessible au praticien et ne requiert que peu d'effort de collecte supplémentaire.

L'analyse qualitative a pour objectif de contrôler la phase de collecte et plus spécifiquement si la qualité des données collectées correspond à la qualité stipulée pendant la phase d'orientation de l'étude.

Pour ce faire nous basons notre proposition sur les travaux de Weidema et l'utilisation de la matrice de pedigree largement utilisée par EcoInvent lors de la réalisation de ses inventaires de cycle de vie.

Cette analyse qualitative repose sur les hypothèses suivantes :

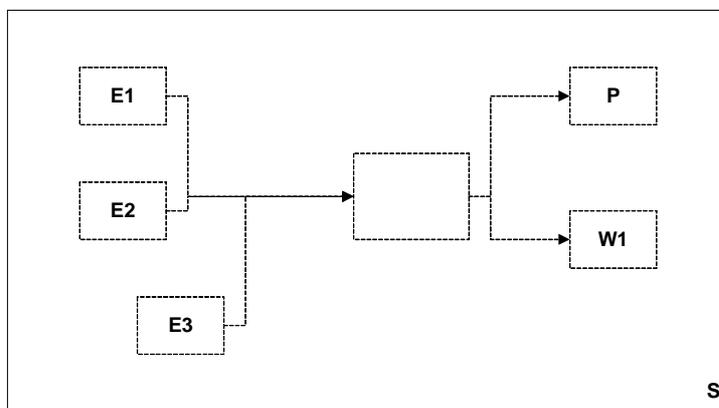
- a) La qualité des données et la qualité des modèles conditionnent la qualité des résultats d'ACV [SETAC 1992],
- b) Le degré de qualité d'une information peut être évalué par l'implémentation d'une matrice de pedigree et la cotation de ses méta-données,
- c) L'évaluation des méthodes de caractérisation est exclue de l'analyse, aussi nous considérons que ces méthodes et plus spécifiquement les facteurs d'équivalences, ne souffrent d'aucune incertitude,
- d) Enfin, les choix méthodologiques sont également exclus de l'étude.

Nous proposons de modifier le schéma actuel basé sur une approche séquentielle collecte-analyse-collecte. Une évaluation en temps réel nous semble plus judicieuse notamment dans l'optique d'optimiser la phase de collecte et éviter toute distorsion au regard des

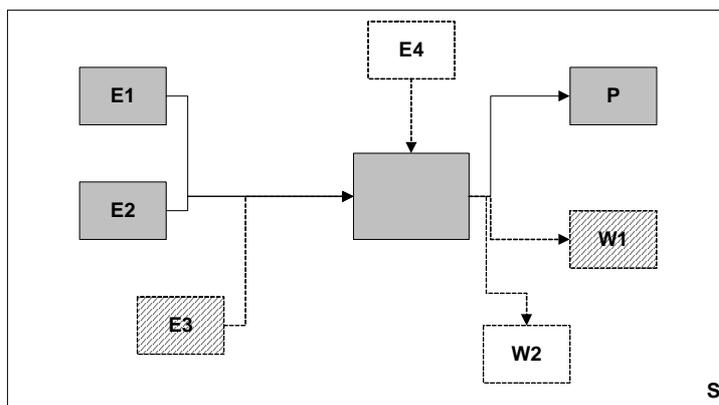
objectifs de collecte. En effet si l'information collectée est jugée suffisamment représentative, les efforts de collecte doivent être recentrés sur les informations manquantes ou insuffisamment représentatives. Ce processus itératif doit conduire à l'établissement d'un inventaire représentatif et cohérent avec les objectifs. D'autre part, les données collectées ne contribuant pas systématiquement aux catégories d'impacts considérées, cette approche restreint l'effort de collecte de données non contributives.

La phase de collecte apparaissant comme la phase la plus coûteuse en terme de ressources temporelles et économiques, une évaluation simultanée devrait être en mesure d'optimiser cette phase et d'en limiter le coût ou bien de distribuer l'effort de collecte de manière plus raisonnée.

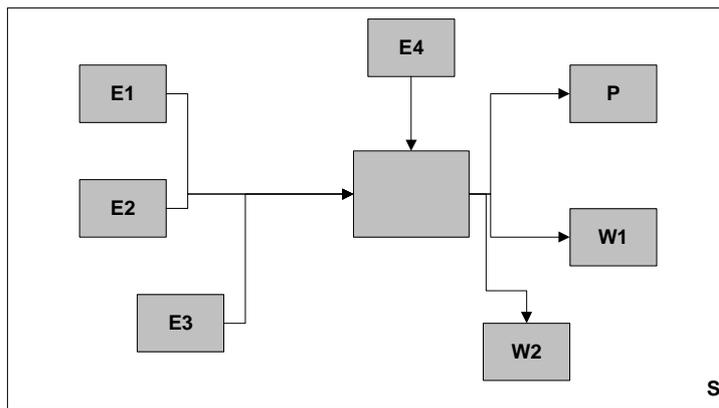
La figure 17 illustre cette approche, l'identification et l'orientation de la collecte sur les données manquantes et ou insuffisamment représentatives.



Unités		Evaluation
Système	S	?
Entrant 1	E1	?
Entrant 2	E2	?
Entrant 3	E3	?
Produit	P	?
Déchet 1	W1	?



Unités		Evaluation
Système	S	+
Entrant 1	E1	+
Entrant 2	E2	+
Entrant 3	E3	-
Entrant 4	E4	?
Produit	P	+
Déchet 1	W1	-
Déchet 2	W2	?



Unités		Evaluation
Système	S	+
Entrant 1	E1	+
Entrant 2	E2	+
Entrant 3	E3	+
Entrant 4	E4	+
Produit	P	+
Déchet 1	W1	+
Déchet 2	W2	+

Figure 17 : Evolution dynamique de la complétude du système et de l'analyse de qualité des données d'inventaire

Les boîtes en pointillées représentent les inventaires non évalués.

Les boîtes grisées correspondent à des données évaluées et dont l'indice de qualité est satisfaisant.

Enfin les boîtes hachurées représentent les données pour lesquelles l'indice de qualité est insuffisant et qui requiert une collecte complémentaire.

La figure 17 illustre deux phases de collecte successives et le potentiel d'orientation du praticien pour guider cette collecte en fonction de la qualité des données collectées. Ainsi la validation de E1, E2 et P permet la redistribution des ressources dédiées à la collecte vers la recherche d'amélioration de la qualité des données E3 et W1 dont la qualité est insuffisante au regard des objectifs.

Cette partie relative à la phase de contrôle de l'information est décrite comme proposé dans la figure 18. Nous présentons l'outil d'évaluation dans un premier temps. Cette matrice de pedigree est implémentée dès la phase d'orientation de l'analyse et ce afin de calibrer les objectifs de qualité de la collecte de données. Enfin dans une troisième et dernière partie, chaque donnée collectée est évaluée et donne lieu à l'établissement d'une caractérisation du jeu de données.

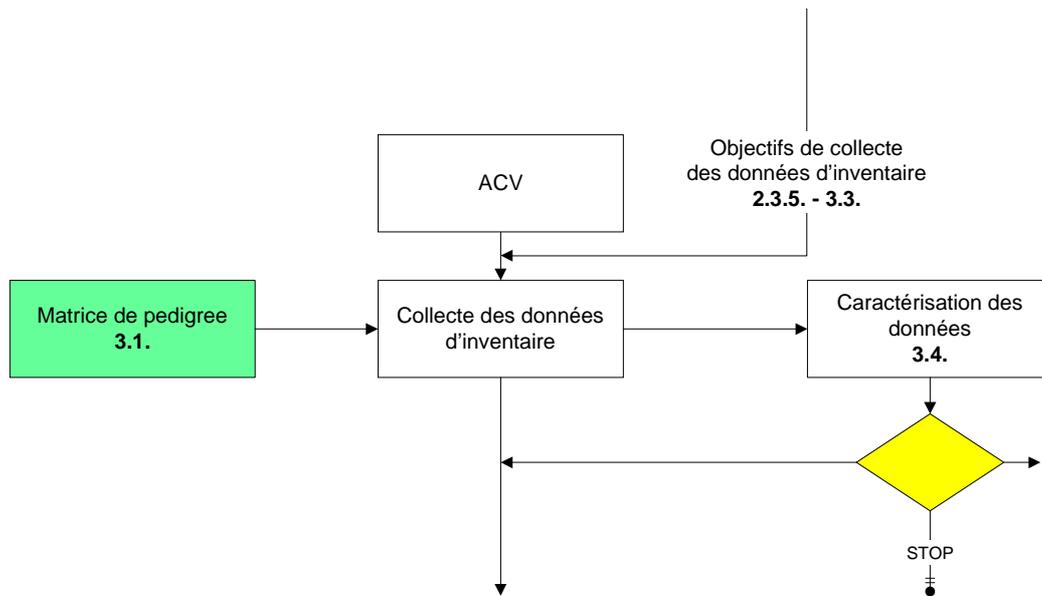


Figure 18 : Description de la phase d'évaluation qualitative des données d'inventaire

3.2. La matrice de pedigree : outil de caractérisation des données collectées

La matrice de pedigree établie dans un premier temps par est un outil d'évaluation et de caractérisation des informations intégrées aux modélisations d'ACV. Elle se base sur 5 critères d'évaluation que sont : la représentativité, la complétude, la corrélation temporelle, la corrélation spatiale et la corrélation technologique (tableau 12). Ceux-ci sont indépendants et jugés suffisants pour caractériser une donnée [Weidema & Wesnaes 96]

L'analyse qualitative se base sur l'observation des méta-données, données caractérisant l'information primaire. Ces dernières renseignent sur la date de création de l'information, son mode d'acquisition, l'état et l'objet dont elle est représentative et sa précision entre autres. Elle caractérise l'état de sa création et les objets ou états dont elle est représentative.

Indice	1	0,75	0,50	0,25	0
Représentativité	mesures validées	mesures non validées et données vérifiées basées sur des hypothèses	données non vérifiées basées sur des hypothèses	estimation (expert) dites qualifiées	estimation
Complétude	échantillon suffisant et période d'investigation adéquate	un échantillon plus petit mais évalué sur une période adéquate	échantillon suffisant mais période d'investigation plus courte	échantillon plus petit, période d'investigation plus courte et incomplétude des données	représentativité inconnue ou données incomplètes provenant d'un échantillonnage insuffisant ou d'une courte période
corrélation temporelle	< 3ans	< 6 ans	< 10 ans	< 15 ans	inconnue ou > 15 ans
corrélation spatiale	zone d'étude	données moyennes sur une zone plus large englobant la zone de l'étude	données issues d'une zone dont les conditions de production sont similaires	données issues d'une zone où les conditions de production sont proches	source inconnue ou zone où les conditions de production sont très différentes
corrélation technologique	données issues des objets étudiés (entreprise)	objets étudiés mais données issues d'autres sociétés	données issues de l'entreprise mais de technologies différentes	données relatives aux objets d'étude mais issues de la même technologie	données relatives aux objets d'étude mais provenant de technologies différentes

Tableau 12 : Présentation de la matrice de pedigree d'après [Weidema & Wesnaes 96]

3.3. Définition d'un niveau de qualité minimum acceptable – définition des objectifs de collecte

Comme spécifié au préalable, il n'existe pas de données dédiées à l'implémentation d'une ACV, aussi la qualité d'une donnée est subjective et dépend directement des objectifs de l'étude et de la qualité souhaitée. Par conséquent la spécification de ces critères doit être définie dès la première étape d'orientation de l'étude.

Ces définitions font office de référence et permettent un positionnement des données collectées. L'écart normalisé entre la qualité observée et la qualité recherchée détermine le degré de pénalité engendré par les défauts de qualité de l'inventaire.

3.4. Evaluation de la qualité des données

Nous préconisons donc l'utilisation d'une matrice de pedigree afin d'évaluer la qualité d'une donnée. Weidema présente d'ailleurs cette matrice en avançant que les cinq critères utilisés sont indépendants et suffisants pour caractériser une information [Weidema & Wesnaes 96]. D'autres critères peuvent également être utilisés mais dans notre cas nous nous appuyerons sur cette matrice originelle.

3.4.1. Présentation de la matrice

L'évaluation de l'information est réalisée à l'aide de la matrice proposée dans le tableau 12. A chaque critère correspondent 5 états potentiels et à chacun de ces états est attribué une note représentant le degré de fiabilité ou de représentativité de cette donnée au regard de chacun des critères.

Les notes attribuées sont comprises entre 0 et 1, 0 traduisant le degré de représentativité le plus faible. 1, en revanche traduit une représentativité optimale. Les méta-données manquantes ou indisponibles sont traitées par la matrice comme participant à la dégradation de la qualité de l'information. Aussi les notes qui leur sont attribuées sont de 0.

3.4.2. Note relative à l'emploi de la matrice et influence du système observé

La matrice telle qu'elle devra être validée avant utilisation au regard du système observé. Dans la majorité des cas les critères et leurs niveaux de représentativité ne demandent aucun ajustement. Cependant face à des systèmes présentant une évolution technologique rapide, c'est le cas notamment des équipements électriques et électroniques de type téléphonie ou informatique, les états caractérisant le facteur temporel devront être ajustés en conséquence. Un écart de l'ordre de 3 ans entre les données collectées et la date de l'étude

sera beaucoup plus préjudiciable pour les résultats relatifs à ces systèmes que pour des systèmes dont l'évolution technologique est plus stable.

3.4.3. Présentation des résultats sous forme matricielle

Une fois que chacune des données collectées est notée, les résultats de la cotation sont présentés sous une forme matricielle de la forme :

Donnée 1 M1 : [C1 ; R1 ; Ct1 ; Ctp1 ; Cs1]

Donnée 2 M2 : [C2 ; R2 ; Ct2 ; Ctp2 ; Cs2]

Donnée 3 M3 : [C3 ; R3 ; Ct3 ; Ctp3 ; Cs3]

...

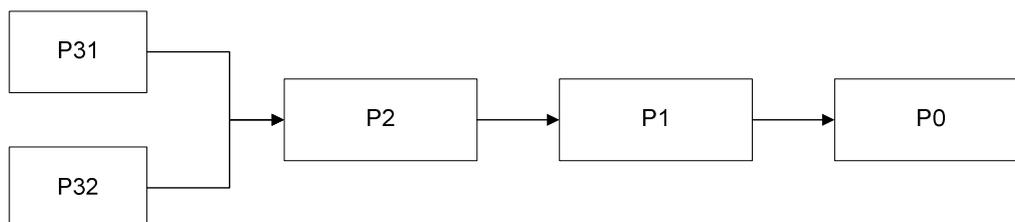
Donnée n Mn : [Cn ; Rn ; Ctn ; Ctpn ; Csn]

Avec :

Mi : la matrice de pedigree de la donnée i, Ci : la complétude, Ri : la représentativité (mode d'acquisition), Cti : la corrélation technologique, Ctpi : la corrélation temporelle, Csi : la corrélation spatiale.

L'ensemble de l'inventaire est ainsi caractérisé à partir des méta-données de chaque information.

Cette notation est illustrée par l'exemple suivant : Evaluation des données de l'inventaire



Supposons que l'objectif de l'analyse soit l'évaluation du macro-système de production P0 nécessitant l'intervention successive des sous-systèmes P1 et P2 pour satisfaire la réalisation de la fonction de P0. P2 quant à lui, fait intervenir deux sous-systèmes P31 et P32 pour satisfaire sa fonction.

A chaque processus unitaire (P) correspond un ICV caractérisant les entrants et les sortants du système en termes de nature et de quantité.

La donnée sur laquelle repose la modélisation de P32 n'est qu'une estimation, les échantillons ayant donné lieu à cette estimation étant inconnus. La période entre la date de représentativité de la donnée et celle de notre étude est supérieure à 15 ans. De plus notre estimation n'est pas représentative de la zone d'étude mais d'une zone dont les conditions de production sont relativement proches. Enfin nous supposons que l'estimation est basée sur une technologie différente mais issue de l'entreprise visée.

Ces caractéristiques sont évaluées grâce à la matrice et reportées comme suit :

$$P32. M32 : [0 ; 0 ; 0,25 ; 0,5 ; 0,5]$$

A priori cette donnée sur P32 est de facture médiocre.

Supposons que chaque processus soit caractérisé par une donnée unique. Les matrices proposées dans le tableau 13 reflètent l'évaluation qualitative de chacune de ces données.

Unité	Indices
P31	[1 ; 1 ; 0,75 ; 0 ; 0,5]
P32	[0 ; 0 ; 0,25 ; 0,5 ; 0,5]
P2	[0,75 ; 0,5 ; 0,75 ; 1 ; 0,75]
P1	[0,5 ; 0,5 ; 1 ; 0,75 ; 0,25]
P0	[1 ; 1 ; 1 ; 1 ; 1]

Tableau 13 : Exemple de résultats d'analyse qualitative

4. Propagation des indices de qualité de proche en proche

4.1. Analyse de contribution

Les indices de qualité de l'information ne garantissent pas totalement la fiabilité de l'information ou la confiance que nous lui attribuons. Celle-ci dépend également des objectifs de l'étude et du devenir de cette information. Selon que l'information est prépondérante pour la construction du résultat ou bien peu ou pas influente, le degré de qualité quel qu'il soit sera peu ou au contraire très préjudiciable pour la qualité du résultat final.

L'effet contributif de l'information joue donc un rôle principal quant à l'évaluation de la qualité global du résultat.

Cette caractéristique est d'autant plus importante que les méthodes de caractérisation utilisées pour traduire les grandeurs des entrants et sortants en terme d'impacts ou de

dommages se basent sur les contributions d'un nombre limité de substances à la catégorie d'impact considérée.

Le tableau 14 mentionne les substances prises en compte pour l'établissement de l'indice de potentiel de réchauffement climatique. Celles-ci sont limitées ce qui sous-entend que les substances identifiées n'appartenant pas à cette liste ne seront pas contributives.

Ce même tableau illustre également le fait que ces listes sont soumises à des mises à jour régulières et sont tributaires de la connaissance scientifique sur ces substances. Le nombre de substances entre les versions 92 et 2000 de la méthode CML passe de 33 à 59. Enfin, des variations similaires sont également observables d'une méthode à une autre. La méthode TRACI, spécifique des productions et composés chimiques considère près de deux fois plus de substances que l'approche de CML.

Ces listes peuvent certes se superposer et contribuer simultanément à plusieurs catégories d'impacts, cependant ces effets couplés sont limités à certaines substances. Aussi, dans le cas d'analyse simplifiée où le nombre de catégories d'impacts à évaluer est défini et restreint, les données ne présenteront pas les mêmes degrés de contribution selon la catégorie d'impact. Par conséquent l'utilisation d'une donnée jugée peu fiable ne sera pas obligatoirement dommageable pour la qualité du résultat final. Le degré de dommage dépendra essentiellement de l'effet contributif de la donnée.

La contribution impact spécifique apparaît donc comme une clef d'agrégation privilégiée dans le cadre de l'évaluation qualitative de macro-systèmes. Elle suppose cependant une évaluation environnementale préliminaire à partir de l'inventaire initialement collecté.

nombre de substances	Méthodes de caractérisation		
	CML 2000	CML 92	TRACI
1	Butane, perfluoro-	Carbon dioxide	1-Propanol, 3,3,3-trifluoro-2,2-bis(trifluoromethyl)-, HFE-7100
2	Carbon dioxide	Carbon dioxide, biogenic	1H,1H,2H,2H-Perfluorohexan-1-ol, HFE-7200
3	Carbon dioxide, biogenic	Carbon dioxide, fossil	1H,5H-Octafluoropentanal
4	Carbon dioxide, fossil	Carbon dioxide, in air	Butane, perfluoro-
5	Carbon dioxide, in air	Chlorinated fluorocarbons, hard	Carbon dioxide
6	Carbon monoxide	Chlorinated fluorocarbons, soft	Chloroform
7	Carbon monoxide, biogenic	Chloroform	Cyclobutane, octafluoro-
8	Carbon monoxide, fossil	Dinitrogen monoxide	Dimethyl ether
9	Chloroform	Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142	Dinitrogen monoxide
10	Cyclobutane, octafluoro-	Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b	Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142
11	Dinitrogen monoxide	Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b
12	Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a
13	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, HCFC-141b	Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HCFC-143a	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140
14	Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HCFC-143a
15	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a
16	Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HCFC-143a	Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113
17	Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124	Ethane, 1,1,2-trifluoro-, HFC-143
18	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-123	Ethane, 1,1,2,2-tetrafluoro-, HFC-134
19	Ethane, 1,1,2-trifluoro-, HFC-143	Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115	Ethane, 1,2-dibromotetrafluoro-, Halon 2402
20	Ethane, 1,1,2,2-tetrafluoro-, HFC-134	Ethane, hexafluoro-, HFC-116	Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114
21	Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	Ethane, pentafluoro-, HFC-125	Ethane, 1,2-difluoro-, HFC-152
22	Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124	Methane	Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-123
23	Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-123	Methane, biogenic	Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115
24	Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115	Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	Ethane, chlorotetrafluoro-
25	Ethane, hexafluoro-, HFC-116	Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	Ethane, fluoro-, HFC-161
26	Ethane, pentafluoro-, HFC-125	Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	Ethane, hexafluoro-, HFC-116
27	Hexane, perfluoro-	Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13	Ethane, pentafluoro-, HFC-125
28	Methane	Methane, dichloro-, HCC-30	Ethanol, 2,2,2-trifluoro-
29	Methane, biogenic	Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	Ether, 1,1,1-trifluoromethyl methyl-, HFE-143A
30	Methane, bromo-, Halon 1001	Methane, fossil	Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-347MCC3
31	Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	Methane, tetrachloro-, CFC-10	Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-347MCF2
32	Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	Methane, tetrafluoro-, FC-14	Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl methyl-, HFE-254CB2
33	Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	Methane, trichloro-, CFC-11	Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356MEC3
34	Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13		Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356PC3
35	Methane, dichloro-, HCC-30		Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356PCF2
36	Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12		Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356PCF3
37	Methane, difluoro-, HFC-32		Ether, 1,2,2-trifluoroethyl trifluoromethyl-, HFE-236EA2
38	Methane, fluoro-, HFC-41		Ether, 1,2,2-trifluoroethyl trifluoromethyl-, HFE-236FA
39	Methane, fossil		Ether, 1,2,2-trifluoroethyl trifluoromethyl-, HFE-236FB2
40	Methane, monochloro-, R-40		Ether, 2,2,3,3,3-Pentafluoropropyl methyl-, HFE-365MCF3
41	Methane, tetrachloro-, CFC-10		Ether, di(difluoromethyl), HFE-134
42	Methane, tetrafluoro-, FC-14		Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245CB2
43	Methane, trichloro-, CFC-11		Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245FA1
44	Methane, trifluoro-, HFC-23		Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245FA2
45	Pentane, 2,3-dihydroperfluoro-, HFC-4310mee		Ether, ethyl 1,1,2,2-tetrafluoroethyl-, HFE-374PC2
46	Pentane, perfluoro-		Ether, pentafluoromethyl-, HFE-125
47	Propane, 1,1,1,2,3,3,3-heptafluoro-, HFC-227ea		H-Galden 1040x
48	Propane, 1,1,1,3,3,3-hexafluoro-, HCFC-236fa		Hexafluoroacetone hydrate, HFE-236CA12
49	Propane, 1,1,2,2,3-pentafluoro-, HFC-245ca		Hexane, perfluoro-
50	Propane, 1,3-dichloro-1,1,2,2,3-pentafluoro-, HCFC-225cb		HFC-365mfc
51	Propane, 3,3-dichloro-1,1,1,2,2-pentafluoro-, HCFC-225ca		HFE-227EA
52	Propane, perfluoro-		HG-01
53	Sulfur hexafluoride		HG-10
54			Isoufane
55			Methane
56			Methane, bromo-, Halon 1001
57			Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211
58			Methane, bromodifluoro-, Halon 1201
59			Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301
60			Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22
61			Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13
62			Methane, dibromo-
63			Methane, dichloro-, HCC-30
64			Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12
65			Methane, dichloro-, HCFC-21
66			Methane, difluoro-, HFC-32
67			Methane, fluoro-, HFC-41
68			Methane, iodotrifluoro-
69			Methane, monochloro-, R-40
70			Methane, tetrachloro-, CFC-10
71			Methane, tetrafluoro-, FC-14
72			Methane, trichloro-, CFC-11
73			Methane, trifluoro-, HFC-23
74			Nitrogen fluoride
75			Pentane, 2,3-dihydroperfluoro-, HFC-4310mee
76			Pentane, perfluoro-
77			Propane, 1,1,1,2,2,3-hexafluoro-, HFC-236cb
78			Propane, 1,1,1,2,3,3-hexafluoro-, HFC-236ea
79			Propane, 1,1,1,2,3,3,3-heptafluoro-, HFC-227ea
80			Propane, 1,1,1,3,3-pentafluoro-, HFC-245fa
81			Propane, 1,1,1,3,3,3-hexafluoro-, HCFC-236fa
82			Propane, 1,1,1,3,3,3-Hexafluoro-2-(difluoromethoxy)
83			Propane, 1,1,1,3,3,3-Hexafluoro-2-(difluoromethoxy)-, HFE-338MCF2
84			Propane, 1,1,1,3,3,3-Hexafluoro-2-(difluoromethoxy)-, HFE-338PCC13
85			Propane, 1,1,1,3,3,3-hexafluoro-2-(fluoromethoxy)-
86			Propane, 1,1,1,3,3,3-hexafluoro-2-methoxy-(9CI)
87			Propane, 1,1,2,2,3-pentafluoro-, HFC-245ca
88			Propane, 1,3-dichloro-1,1,2,2,3-pentafluoro-, HCFC-225cb
89			Propane, 3,3-dichloro-1,1,1,2,2-pentafluoro-, HCFC-225ca
90			Propane, perfluoro-
91			Propane, perfluorocyclo-
92			Propanol, 1,1,1,3,3,3-hexafluoro-2-
93			Propanol, hexafluoro-2-trifluoromethyl-2-, HFE-329MCC2
94			Propanol, pentafluoro-1-
95			Sulfur hexafluoride
96			Trifluoromethylsulfur pentafluoride

Tableau 14 : Illustration de la variabilité du nombre de substances contributives au potentiel de réchauffement climatique. CML 92, CML 2000, TRACI

4.2. Evaluation qualitative d'un macro-système

La caractérisation fournie par la matrice de pedigree ne considère que des données ou systèmes de données isolés mais ne fournit en aucun cas une évaluation du macro-système qu'elles composent.

D'autre part considérant que le dommage engendré par l'utilisation d'une donnée peu fiable dépend exclusivement de sa contribution, il est possible d'établir une matrice de pedigree pour des systèmes composés.

Deux cas de figures sont identifiés :

- il est possible de générer un inventaire représentatif d'un macro-système à partir de données isolées représentatives de sous-systèmes indépendants et d'en évaluer la qualité
- il est possible de déterminer la qualité d'un macro-système composé de sous-systèmes dont les contributions sont fixées par les données représentatives du macro-système

Ces deux cas de figure sont présentées et discutées ci-dessous.

4.2.1. *Système composé de sous-systèmes indépendants*

L'évaluation et la construction de tels systèmes reposent sur la connaissance des éléments constitutifs du système. Les contributions respectives à l'impact sont connues et ne sont pas dépendantes du macro système.

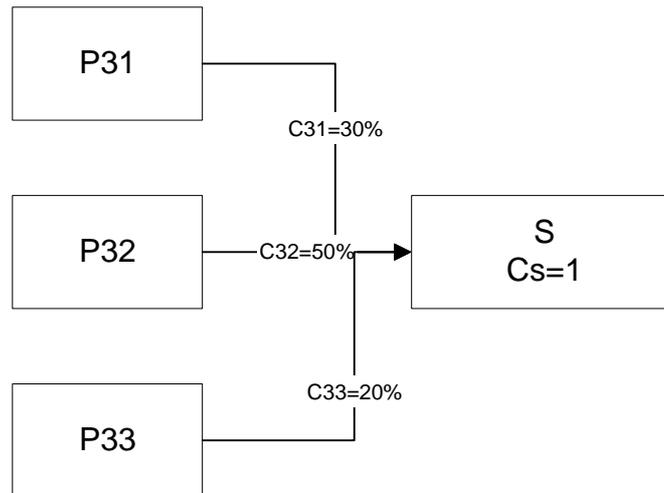
Un tel système peut être illustré par la connaissance exclusive des émissions aériennes et aquatiques d'un procédé. Le macro-système est inconnu et l'on cherche à établir un profil d'émission pour l'objet à l'étude. Connaissant les contributions respectives de chaque émission pour les catégories d'impacts considérées (émissions quantifiées) et leurs matrices de pedigree, il est possible d'établir un profil qualitatif de l'impact généré par le macro-système.

Prenons l'exemple suivant où P31, P32 et P33 contribuent à l'impact d'un macro-système que nous nommerons S. Les matrices de pedigree ont été établies et les contributions de chacun sont également connues. Nous les notons respectivement M_i et C_i . Nous recherchons donc la matrice de pedigree correspondant à l'impact total du macro-système S caractérisé par une matrice M_s et une contribution C_s de 1 (impact total).

Les données représentatives des sous-systèmes étant indépendantes, la matrice du macro-système peut être déterminée par la somme des matrices pondérées par leurs contributions respectives à l'impact. La relation prend donc la forme suivante :

$$M_s = M_{31}.C_{31} + M_{32}.C_{32} + M_{33}.C_{33}$$

Exemple :



Processus et système	Matrice de pedigree	Contribution à l'impact
P31	[1 ; 1 ; 0,75 ; 0 ; 0,5]	0,3
P32	[0 ; 0 ; 0,25 ; 0,5 ; 0,5]	0,5
P33	[0,75 ; 0,75 ; 1 ; 1 ; 1]	0,2
S	M_s	$1 = C_{31}+C_{32}+C_{33}$

M_s est donc égale à :

$$M_s = M_{31}.0,3 + M_{32}.0,5 + M_{33}.0,2$$

$$M_s = [0,45 ; 0,45 ; 0,55 ; 0,45 ; 0,60]$$

4.2.2. Système composé de sous-systèmes dépendants

Dans le second cas, le système de rang supérieur détermine les contributions des sous-systèmes constitutifs. La ou les données fixant les émissions quantifiées de ces sous-systèmes sont caractérisées par la ou les matrices de pedigree de ce système. En conséquence, l'évaluation qualitative du macro-système doit tenir compte de la qualité des sous-systèmes et de leur contribution à l'impact, elle-même caractérisée par une matrice de pedigree définie par le système de rang supérieur.

Nous illustrons ce cas par l'exemple suivant :

P31, P32 et P2 contribuent à l'impact. Tous trois sont caractérisés respectivement par les matrices M31, M32 et M2 et par leurs contributions C31, C32 et C2. Cependant, ces contributions sont définies et caractérisées par le système P2.

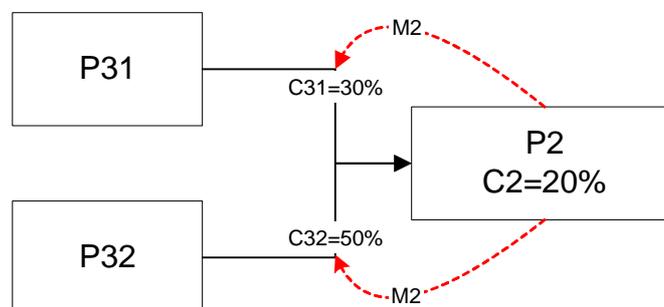
- a. *les contributions des sous-systèmes sont caractérisées par une donnée appartenant à P2*

Nous supposons dans cet exemple que ces contributions sont le fait d'une seule et même donnée appartenant à P2 et caractérisée par la matrice M2.

L'évaluation de la matrice de pedigree du macro-système S prend la forme suivante :

$$M_s = M_{31} \cdot (C_{31} \cdot M_2) + M_{32} \cdot (C_{32} \cdot M_2) + M_2 \cdot C_2$$

$$M_s = M_2 \cdot [(M_{31} \cdot C_{31}) + (M_{32} \cdot C_{32}) + C_2]$$



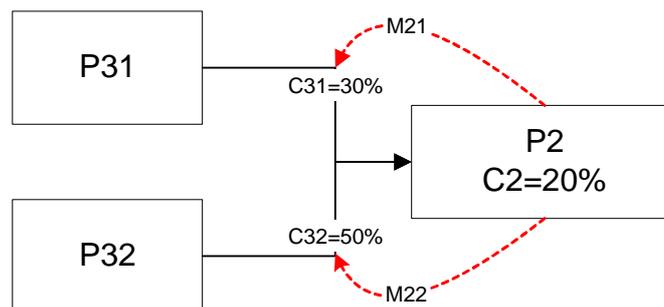
Processus et système	Matrice de pedigree	Contribution à l'impact
P31	[1 ; 1 ; 0,75 ; 0 ; 0,5]	0,3
P32	[0 ; 0 ; 0,25 ; 0,5 ; 0,5]	0,5
P2	[0,75 ; 0,5 ; 0,75 ; 1 ; 0,75]	0,2
S	Ms	1 = C31+C32+C2

Ms est donc égale à :

$$Ms = M31.(0,3.M2) + M32.(0,5.M2) + M2.0,2$$

$$Ms = [0,375 ; 0,25 ; 0,413 ; 0,45 ; 0,45]$$

b. Les contributions des sous-systèmes sont caractérisées par plusieurs données du système P2



Les matrices de pedigree de ces deux données sont notées M21 et M22 et caractérisent respectivement les consommations quantifiées de P31 et de P32. L'information caractérisant la contribution de P2 est noté M2.

Processus et système	Matrice de pedigree	Contribution à l'impact
P31	[1 ; 1 ; 0,75 ; 0 ; 0,5]	0,3
P32	[0 ; 0 ; 0,25 ; 0,5 ; 0,5]	0,5
P2	[0,75 ; 0,5 ; 0,75 ; 1 ; 0,75]	0,2
M21	[0,25 ; 0,75 ; 1 ; 1 ; 1]	
M22	[0,5 ; 1 ; 0 ; 0,75 ; 1]	
S	Ms	1 = C31+C32+C2

S correspond à la réalisation du système P2.

$$Ms = M31.(C31.M21) + M32.(C32.M22) + M2.C2$$

$$Ms = [0,225; 0,325; 0,375; 0,387; 0,55]$$

L'étude de contribution des données de sous-systèmes permet d'établir une matrice de qualité des systèmes de rang supérieur d'une part et des macro-systèmes d'autre part. La propagation des indices de qualité de proche en proche permet d'intégrer le dommage réel de l'utilisation d'une donnée, celui-ci étant caractérisé par le degré de qualité de l'information et par sa contribution au résultat.

4.3. Evaluation du dommage qualitatif

De ces analyses qualitatives, nous constatons une rapide dégradation des indices de qualité avec le nombre de rang. Plus la réalisation de la fonction d'un macro-système requiert la réalisation des fonctions de sous-systèmes et plus l'indice de qualité décroît si ces indices ne sont pas optimum. D'autre part il apparaît également que les indices de qualité des systèmes de rang supérieur influencent le degré de qualité du résultat final de façon plus importante que ceux des systèmes sous-jacents. Ces deux constats conduisent à l'observation d'indices de qualité proches de zéro ce qui sous-entend une qualité médiocre. Or une évaluation absolue caractérise certes le jeu d'informations collecté pour l'évaluation mais ne caractérise en aucun cas l'écart de qualité existant entre ce qui est effectivement collecté et ce qui aurait dû être idéalement. Le résultat de l'analyse qualitative peut en effet conduire à un indice de qualité faible bien que l'ensemble des données les plus fiables et recherchées ait été collectées. Dans ce cas le dommage est certes réel mais correspond au dommage accepté compte tenu des données existantes et des objectifs de collecte initialement définis.

Afin d'évaluer cet écart de qualité nous basons l'analyse sur l'observation de l'écart normalisé entre le degré de qualité recherché et le degré de qualité obtenu.

$$E = \frac{M_{\text{observé}} - M_{\text{objectifs}}}{M_{\text{objectifs}}}$$

E appartient à l'intervalle [-1 :1], -1 traduisant un défaut de qualité maximum et 1 traduisant un effet de sur-qualité maximum. L'objectif majeur, dans l'optique d'une collecte raisonnée et idéalement réalisée étant de minimiser cet écart normalisé, nous recherchons l'obtention d'un écart nul (figure 19).

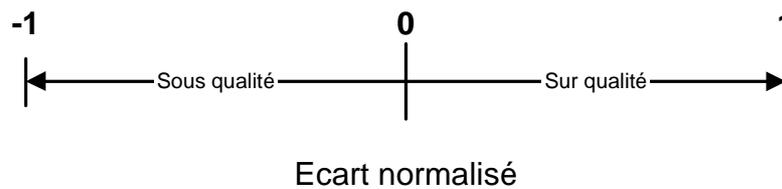


Figure 19 : Evaluation du degré de qualité de l'inventaire à partir de l'observation de l'écart normalisé entre l'indice de qualité de l'inventaire collecté et l'indice de qualité de l'inventaire théoriquement collecté

5. Définition d'un indice de qualité globale

5.1. Agrégation sous forme d'indice de qualité

L'agrégation des résultats présente des avantages mais également des inconvénients. D'une part elle simplifie le nombre de données à interpréter et facilite la représentation des résultats. Cependant elle occasionne une perte d'information non négligeable qui peut conduire à une interprétation erronée.

Il semble néanmoins intéressant de pouvoir qualifier un flux ou un système de façon globale. De telles agrégations ont déjà été réalisées auparavant et se basent généralement sur une pondération unitaire des critères d'évaluation de la matrice. Ceci nous apparaît comme peu représentatif compte tenu de l'influence de ces critères sur les résultats d'ACV. En effet l'emploi d'une donnée peu représentative d'un procédé est plus dommageable pour la fiabilité du résultat que l'emploi d'une donnée peu représentative d'un point de vue spatial. Ceci s'explique notamment par la mauvaise appréhension du facteur spatial par les logiciels d'ACV et par les méthodes de caractérisation plus spécifiquement.

5.1.1. Hypothèses d'agrégation

Par conséquent nous proposons une pondération reposant sur les hypothèses suivantes :

- les critères de qualité peuvent être divisés selon deux catégories : les critères relatifs à la méthode d'acquisition (échantillonnage et complétude) d'une part et les critères de corrélation d'autre part (corrélation technologique, spatiale et temporelle)
- la complétude et le mode d'échantillonnage présentent une contribution équivalente
- le choix de la technologie est plus contributif que le facteur temporel, lui-même plus contributif que le facteur spatial.

La figure 20 synthétise la pondération que nous proposons à partir de ces hypothèses.

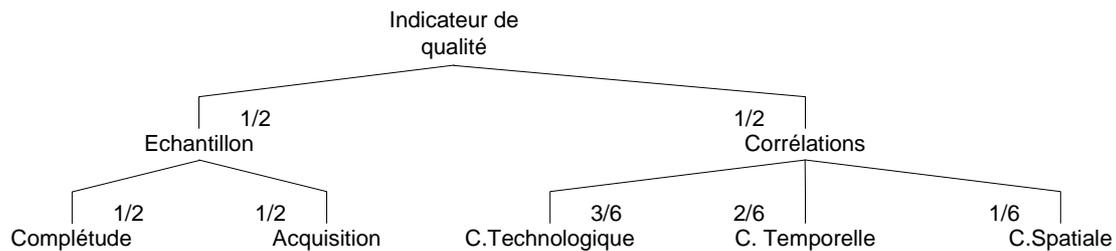


Figure 20 : Pondération des méta-données conduisant à l'élaboration d'un indice de qualité globale

Comme mentionné auparavant, cette agrégation permet une visualisation simplifiée des résultats de l'évaluation qualitative. Elle contribue en outre à une identification rapide des défauts de collecte. Cependant la perte d'information est manifeste et ces notes agrégées devront être utilisées dans l'optique d'une observation globale. Aussi nous préconisons d'interpréter les résultats à partir des matrices complètes afin d'éviter toute conclusion erronée.

5.1.2. Procédure d'agrégation

L'agrégation fait intervenir l'indice mesuré et pondéré en fonction de chacun des critères. La matrice originale est exprimée comme étant la somme des critères d'évaluation pondérés :

$$I_{Di} = S_R di.Wf_R + S_C di.Wf_C + S_{Sp} di.Wf_{Sp} + S_T di.Wf_T + S_{Tp} di.Wf_{Tp}$$

Avec :

I : indice, S : le score attribué et caractérisé par l'indice du critère, Wf : le facteur de pondération (weighting factor) lui-même caractérisé par l'indice du critère.

5.2. Représentation et interprétation

5.2.1. Diagramme indice de qualité – contribution

La représentation des indices de qualité et des contributions respectives dresse une cartographie de l'inventaire. Il est possible d'établir un profil des données considérées.

Quatre grandes familles se dessinent alors :

- la donnée est peu contributive et présente un degré de qualité élevé (1)
- la donnée est très contributive et présente un degré de qualité faible (2)
- la donnée est peu contributive et présente un degré de qualité fiable (3)

- la donnée est très contributive et présente un degré de qualité élevé (4)

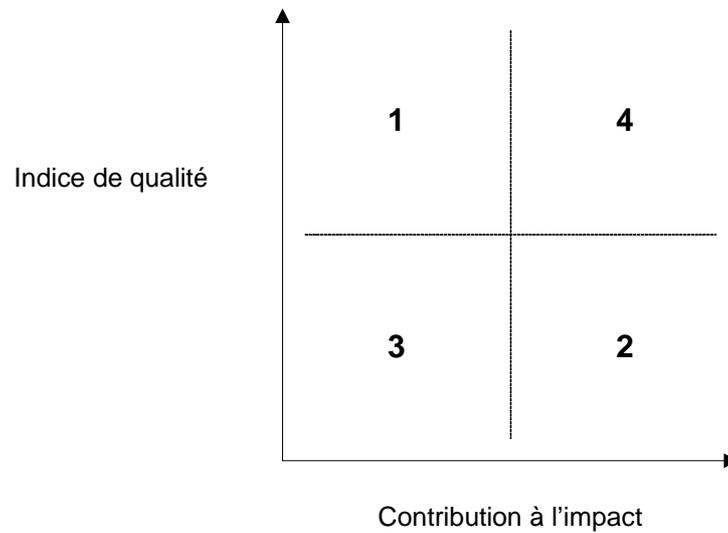


Figure 21 : Positionnement des données selon leur contribution et leur degré de qualité

De ces quatre familles de données, les familles 3 et 4 sont relativement simples d'appréhension. Pour les deux autres en revanche il convient d'identifier le critère pénalisant de la contribution ou de l'indice de qualité. S'il s'agit de la contribution, la qualité du système est préservée, cependant s'il s'agit de l'indice de qualité, il faudra envisager une campagne de collecte complémentaire de sorte à migrer cette donnée vers un autre état 1,3 ou 4.

5.2.2. Représentation de l'indice de qualité en fonction du rang

Cette représentation est illustrée par la figure 22.

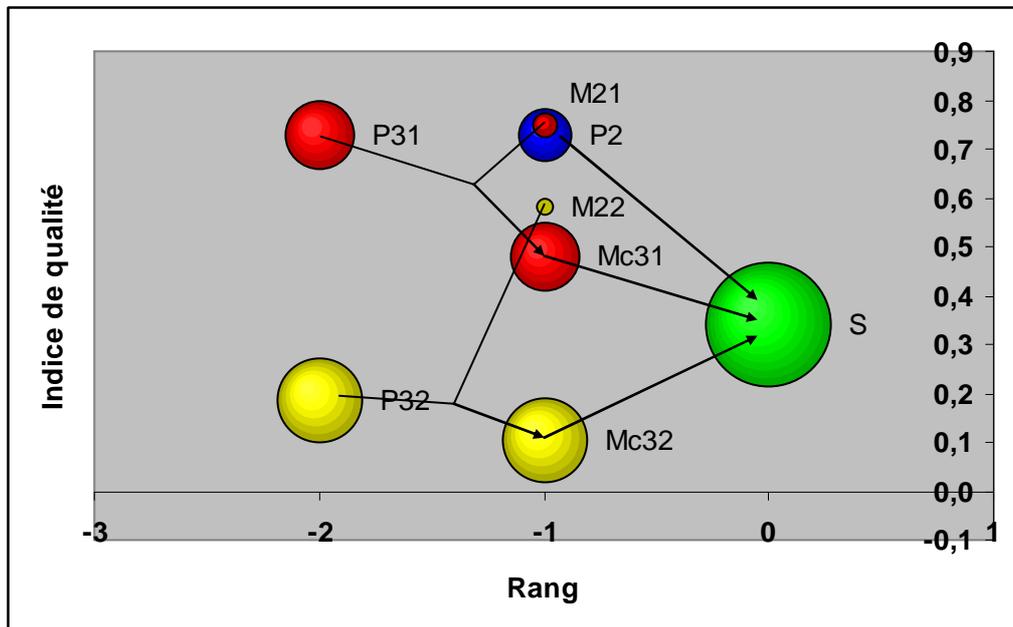


Figure 22 : Représentation de l'évolution des indices de qualité observés depuis les données de rang n jusqu'au système à l'étude de rang zéro

Rappelons que les matrices de pedigree modifiées pour les informations de rang n prennent en compte les contributions respectives des sous-systèmes de rang n-1. Celles-ci sont d'ailleurs représentées par la surface de la bulle. D'autre part les données ou systèmes de données sont positionnés en abscisses selon leur rang d'appartenance, le rang 0 correspondant au système à l'étude.

Cette représentation permet d'identifier les données pénalisantes pour le maintien d'une bonne qualité de résultat. Le système S dans notre exemple est bâti à partir de trois pools de données : P2 (bleu), P31 (rouge) et P32 (jaune)

Les séries rouge et bleue sont de relativement bonne facture. Cependant l'indice étant inférieur à 1, sa propagation entraîne irrémédiablement une dégradation de la qualité le long de la chaîne d'information.

En revanche la série jaune présente un indice très faible, signe d'une qualité douteuse. De surcroît, la contribution de cette série à l'impact du système final (S) est importante. La recherche d'une fiabilisation du résultat passera donc par la collecte d'informations plus représentatives du système P32.

La limite à cette représentation est la perte d'information quant au réel défaut de collecte. Certes la série jaune est défectueuse mais il nous est impossible d'identifier la source du défaut sans analyser la matrice ou les matrices de pedigree ayant donné lieu à l'établissement de l'indice global.

5.2.3. Représentation de l'écart normalisé

La figure 23 reprend la représentation précédemment illustrée. Cependant le diagramme représente la propagation de l'indice obtenu à partir des données idéalement collectées répondant aux objectifs de qualité.

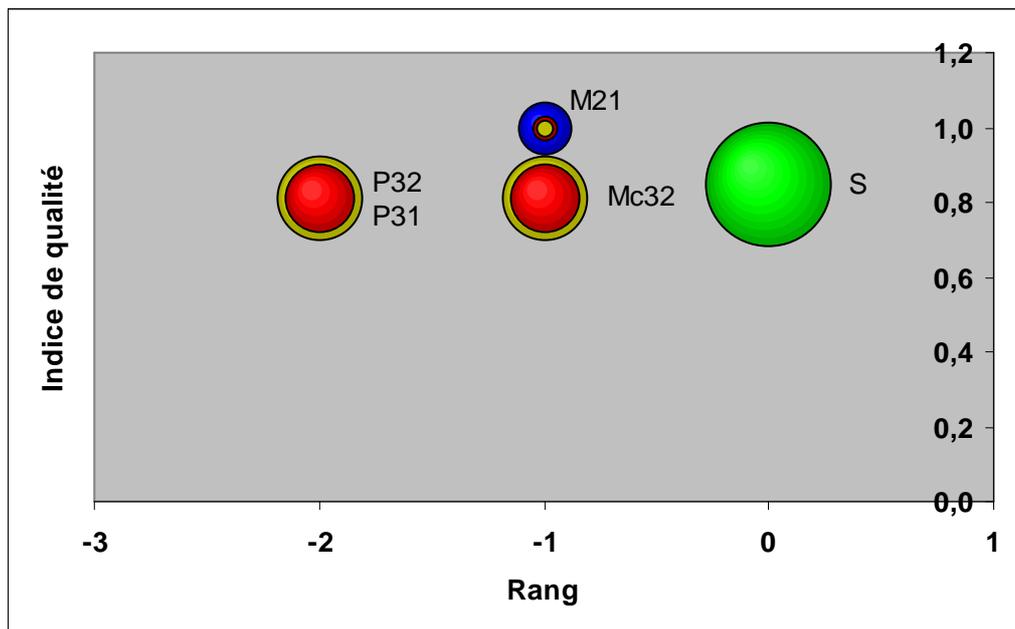


Figure 23 : Représentation de l'évolution des indices de qualité attendus depuis les données de rang n jusqu'au système à l'étude de rang zéro

Certes ces représentations permettent l'identification de données pénalisantes pour le degré de qualité global du système mais n'évalue pas le dommage occasionné. Pour répondre à cette requête, l'observation de l'écart normalisé entre l'indice observé et l'indice attendu semble un indicateur adéquat.

La représentation de cet indice est proposée dans la figure 24.

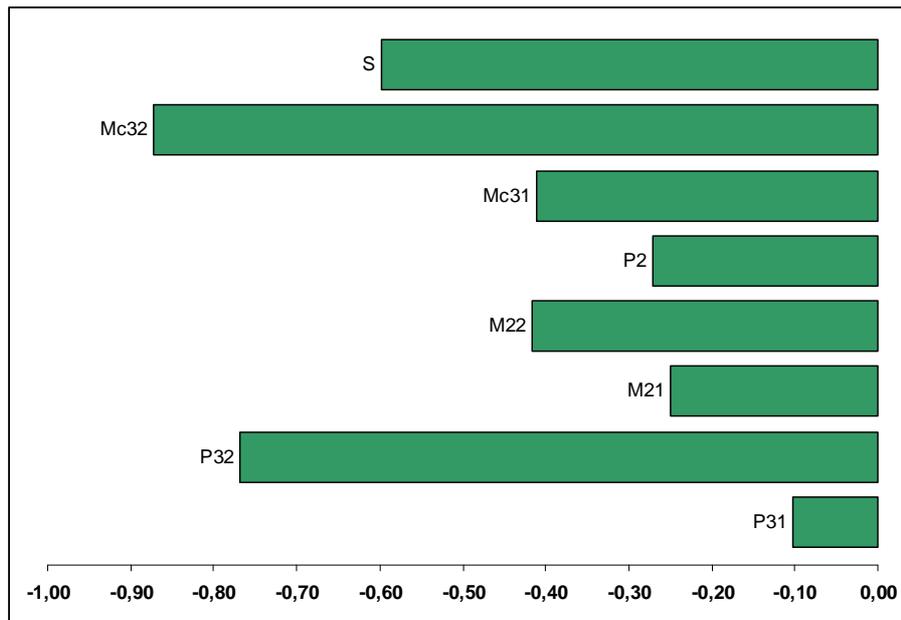


Figure 24 : Représentation de l'écart normalisé entre le degré de qualité observé et le degré de qualité attendue

Cet indice est compris entre -1 et 1, les données positives correspondant à des phénomènes de sur-qualité et les données négatives représentant les phénomènes de sous-qualité. L'indice optimum représentant une collecte idéale correspond à une note de zéro.

5.3. Discussion de la méthodologie

L'approche qualitative proposée tend à aider à la gestion de l'ICV afin de garantir une fiabilité minimum des résultats. Pour ce faire chaque donnée est qualifiée à l'aide de la matrice de pedigree. Considérant que la qualité d'une donnée repose sur ses qualités intrinsèques mais aussi sur son devenir, nous proposons une approche d'évaluation de la qualité des macro-systèmes en propageant les indices de qualité unitaires.

L'implémentation de la méthodologie présente certains avantages.

D'une part l'observation et le management des données fournissent au praticien un avis sur la qualité globale des résultats. D'autre part les défauts de collecte manifestes sont rapidement identifiés permettant ainsi de cibler les domaines d'incertitudes majeurs. Le caractère évolutif du système autorise également le praticien à estimer l'influence de l'introduction d'une donnée dans le modèle. Ceci s'avère primordiale dans l'optique d'optimiser les phases de collecte additionnelles. Nous pouvons en effet définir si l'amélioration d'une donnée contribuera significativement à la modification de l'indice de qualité. Si tel n'est pas le cas, peut être n'est il pas utile de distribuer l'effort sur cette donnée.

Cependant certaines limites se dégagent.

L'une d'entre elle réside dans la gestion des informations. En effet le pool de données à gérer, lorsque l'on inclue les méta-données, devient beaucoup plus conséquent. D'autre part ces évaluations requièrent effectivement des ressources additionnelles de collecte d'une part et de traitement d'autre part.

Enfin la méthode ne prend pas en compte le taux de complétude du système. L'évaluation qualitative ne doit pas contraindre le praticien, à rechercher une qualité optimale au détriment de la complétude.

6. Evaluation quantitative

6.1. Limitation au procédé à l'étude

Cette approche intègre l'incertitude des données d'entrée afin de déterminer la plage de variation de la réponse du système. L'analyse quantitative qui s'appuie sur une approche statistique suivie d'une propagation des incertitudes par simulations de Monte Carlo, requiert la détermination de la distribution de l'échantillon pour chaque variable. Ceci s'avère souvent problématique, le nombre de mesures ou d'observations étant souvent limité et ne permettant par l'implémentation rigoureuse de méthodes statistiques classiques.

D'autre part le praticien ne « maîtrise » en général que les données relatives au système à l'étude, ces données pouvant être collectées ou générées par le commanditaire. En revanche les données concernant les sous-systèmes sont souvent soumises à confidentialité ce qui engendre un problème d'acquisition. Dans ce cas les données utilisées et utilisables sont généralement extraites de bases de données commerciales, ces dernières ne fournissant que rarement le degré d'incertitude relatif à la mesure.

Par conséquent et faute de données complémentaires, nous supposons que les informations relatives aux sous-systèmes non maîtrisés sont justes et que les distributions mentionnées, si elles le sont, sont représentatives de l'échantillon. Aussi seules les mesures relatives au système à l'étude et leurs distributions devront être déterminées.

6.2. Evaluation de la variabilité par la mesure

Une fois les échantillons collectés, nous établissons les fonctions de distributions pour chacune des grandeurs identifiées. Pour ce faire nous préconisons l'utilisation de fonctions de distributions les plus approchantes. D'autre part, les outils d'ACV intègrent seulement 4 types de distributions à l'heure actuelle:

- une fonction de distribution lognormale,
- une fonction de distribution normale,
- une fonction triangulaire et
- une fonction uniforme définissant une équiprobabilité d'occurrence dans un intervalle donné.

Nous préconisons donc l'utilisation d'une de ces quatre distributions pour les utilisateurs de logiciel ACV. Le choix de distributions plus approchantes peut également être défini, cependant les propagations d'incertitudes basées sur ces distributions devront être réalisées à l'aide de logiciels d'analyses de risques. L'intérêt de l'utilisation des distributions précédemment citées réside dans la simple utilisation d'un seul logiciel, celui-ci étant dédié à l'ACV.

Idéalement, la taille minimum d'échantillonnage doit être égale à 30. Sachant que cette condition est rarement réalisée, nous préconisons l'utilisation de distributions plus grossières, telle qu'une distribution triangulaire ou bien uniforme dans un premier temps.

Une fois la variabilité de chaque grandeur définie, nous proposons une propagation des incertitudes à l'aide de simulations de Monte Carlo. Ceci se justifie par le fait qu'une telle approche est largement déployée dans différents domaines scientifiques. D'autre part l'implémentation de ces propagations par cette méthode connaît un essor conséquent en ACV [Sugiyama et al. 05]. Enfin les logiciels tel que Simapro ou encore Gabi intègrent cette fonction.

La propagation des incertitudes, compte tenu du degré de méconnaissance sur le système, permet d'une part de définir un domaine de validité pour les résultats d'ACV et d'autre part de prévenir des conclusions erronées basées sur des valeurs isolées en établissant si la différence d'impact entre plusieurs alternatives est significative ou non [Leroy & Froelich 08].

7. Vers la validation des alternatives de conception

Une fois ces étapes réalisées, le décideur a à disposition une évaluation environnementale des différents systèmes existants et des nouvelles alternatives de conception. Il dispose également d'un indicateur de qualité des modélisations respectives.

La validation de ces choix de conception repose sur certaines hypothèses de modélisation. D'une part nous considérons que l'établissement des profils environnementaux repose sur l'ensemble des données existantes relatives au système. En d'autres termes le taux de complétude est maximum. Au contraire, les modélisations relatives aux nouveaux procédés souffrent de trous informationnels, tous les choix de conception n'ayant pas été définis.

D'autre part l'établissement du coût environnemental est basé sur le principe que toute consommation ou émission entraîne un impact.

En conséquence, l'acquisition d'une information supplémentaire, qu'il s'agisse de l'identification d'une émission, de la production d'un déchet, ou de l'ajout d'un sous-système non pris en compte dans la modélisation initiale, causera une augmentation de l'impact environnemental du système à l'étude.

Or un défaut de collecte contraint le praticien à initier une collecte complémentaire qui, outre le fait d'améliorer la qualité du jeu de données ajoutera certainement une nouvelle donnée.

En conséquence et afin de valider les choix de conception nous observons les deux indices suivants :

- la différence entre l'impact environnemental de la référence et celui de l'alternative,
- la différence entre l'indice de qualité du référent et celui de l'alternative.

L'analyse quantitative bien que basée sur des données partielles nous renseigne sur les différences d'impacts environnementaux entre alternatives. L'analyse qualitative quant à elle nous fournit un degré de qualité assimilé à un degré de fiabilité selon la relation de la SETAC. Tenant compte de ces deux critères chaque alternative est comparée à la référence. Leur positionnement dans la matrice (figure 15) traduit la « probabilité » que les choix de conception réalisés conduisent la nouvelle production vers un gain environnemental.

Sur ces principes trois solutions sont envisageables :

1. l'alternative présente une forte probabilité de conduire à un gain environnemental, les choix de conception actuels accusent la nouvelle conception d'un impact inférieur à celui de la référence.
2. les choix de conception actuels occasionnent à la nouvelle conception d'un impact proche de celui de la référence. Dans ce cas interviennent les indices de qualité des deux alternatives. Si les indices de qualité sont similaires nous recommandons de ne pas valider les choix de conception. A qualité et impact égal, la nouvelle conception sera pénalisée de par son taux de complétude dégradé. Si en revanche une différence de qualité est mise en avant, qu'elle soit dans un sens ou dans l'autre, nous préconisons un complément d'étude. Cette différence pouvant être le fait de données insuffisamment fiables sur la référence, l'acquisition d'informations de meilleure qualité pourraient entraîner une variation d'impact significative.
3. enfin les choix de conception conduisent à un impact en défaveur de la nouvelle alternative. De la même façon, l'indice de qualité intervient de façon primordiale. Si l'indice de qualité de la référence est plus faible que celui de la nouvelle conception, il y a un risque lié à la fiabilité des données alimentant la référence. En revanche si la

référence présente un ICV plus fiable que la nouvelle conception, cette dernière est destinée à présenter un impact environnemental plus élevé. Aucun gain environnemental ne semble envisageable.

L'ensemble de ces possibilités est présenté dans le tableau suivant.

Alternative à évaluer	Impact référence - Impact Alternative			
		>0	=	<0
Indice de qualité référence - indice de qualité alternative	>0	1	2	3
	=	1	2	3
	<0	1	2	3
NOMBRE DE CATEGORIES VALIDES				0

Tableau 15 : Clefs de positionnement de l'alternative de production pour chaque catégorie d'impact en comparaison du procédé de référence.

Les indices dans les cellules correspondent aux trois situations évoquées précédemment. Le code couleur est détaillé comme suit :

- Rouge : A ce stade de développement, l'analyse environnementale est en faveur du procédé de référence
- Jaune : l'observation des analyses d'incertitude et de qualité ne permet pas de favoriser un procédé plutôt qu'un autre. Une étude complémentaire est à entreprendre
- Vert : A ce stade, le développement du nouveau procédé est en accord avec les objectifs de réduction des impacts environnementaux.

Une analyse pas à pas en alimentant le système par les données disponibles sur la nouvelle conception devrait permettre de contrôler et de garantir un gain environnemental lors du développement du procédé. Cette remarque peut également s'appliquer à un produit. Une analyse prospective des choix de conception envisagés permettrait d'orienter le processus de sorte à limiter les risques de dépassement du seuil critique défini par la référence.

Conclusion

Une approche mixte combinant une analyse qualitative des données d'inventaire et une analyse quantitative basée sur la statistique et une simulation de Monte Carlo est proposée afin de fiabiliser la prise de décisions environnementales en milieu incertain.

Cette dernière alimente l'analyse environnementale renseignant le praticien sur la validité des différences d'impacts observées entre les différentes alternatives en concurrence.

L'analyse qualitative quant à elle, fournit un degré de fiabilité du système établi à partir des données d'inventaire. Celui-ci est une résultante du croisement des indices de qualité unitaires de chacune des données et de leurs contributions respectives aux impacts considérés.

La dimension dynamique du système compte tenu de la propagation des indices de qualité des données d'ICV permet au praticien non seulement d'identifier l'influence de l'utilisation d'une donnée sur l'impact global mais également d'estimer son potentiel de dégradation de la fiabilité du résultat. Cette propriété évolutive confère au praticien la possibilité de prévoir l'influence supposée de l'introduction d'une donnée dans le modèle. Ceci pourrait s'avérer grandement utile dans l'optique d'une phase de collecte raisonnée et optimisée. En effet une donnée de faible qualité mais ne contribuant que peu sur le système et ne dégradant pas la fiabilité du système mérite-t-elle une amélioration de sa qualité sachant que cette nouvelle collecte a un coût additionnel ?

Enfin le croisement des deux approches permet un positionnement concurrentiel des alternatives. Supposant que le taux de complétude du modèle est optimum pour l'objet de référence il est possible pour chaque étape de développement de déterminer si une nouvelle conception pourra en l'état, garantir un gain environnemental significatif.

CHAPITRE 4

Implémentation de la méthodologie à l'évaluation d'un procédé de synthèse catalytique

CHAPITRE 4.....	120
IMPLEMENTATION DE LA METHODOLOGIE A L'EVALUATION D'UN PROCEDE DE SYNTHESE CATALYTIQUE.....	120
1. CONTEXTE DE RECHERCHE	123
2. LE CARBONATE DE DI-METHYLE (DMC): UN SUBSTITUT RESPECTUEUX DE L'ENVIRONNEMENT	124
2.1. <i>Propriétés physiques</i>	124
2.2. <i>Profil toxicologique</i>	125
2.3. <i>Applications</i>	125
2.4. <i>Substitut de choix dans l'optique d'une chimie plus respectueuse de l'environnement</i>	126
2.5. <i>Modes de production existants</i>	126
2.5.1. Phosgénéation d'alcool : synthèse traditionnelle de DMC	127
2.5.2. Carbonylation oxydative en présence de CuCl (phase liquide) : procédé EniChem, retenu dans l'étude de cas	127
2.5.3. Carbonylation oxydative en phase vapeur : Procédé Ube Ind.....	128
2.5.4. Autres modes de production potentiels.....	128
3. ACV COMPARATIVE DES MODES DE PRODUCTION EXISTANTS AVEC LE NOUVEAU PROCEDE TOPCOMBI – OBJECTIFS DE L'ANALYSE.....	130
3.1. <i>Alternative en développement : production de DEC à partir de CO2 et de bio-éthanol</i>	130
3.2. <i>Objectifs et orientation de l'analyse</i>	130
3.2.1. Identification des procédés à l'étude.....	130
3.2.2. Objectifs de l'ACV	131
3.3. <i>Objet de l'analyse et périmètre d'étude</i> :	131
3.4. <i>Définitions des objectifs de collecte</i>	132
3.5. <i>Quantification de l'incertitude</i>	133
3.6. <i>Définitions des catégories d'impacts d'intérêt</i>	133
4. DESCRIPTION DES SYSTEMES A L'ETUDE.....	134
4.1. <i>Synthèse de DMC à partir de phosgène</i>	134
4.1.1. Introduction	134
4.1.2. Description du procédé	134
4.1.3. Source de données et hypothèse de modélisation	139
4.2. <i>Procédé Enichem – Carbonylation oxydative catalysée au chlorure de cuivre</i>	139
4.2.1. Introduction	139
4.2.2. Description du procédé	140
4.2.3. Hypothèses de modélisation	141
4.3. <i>Procédé en développement (TopCombi) - confidentiel</i>	142
4.4. <i>Conclusion</i>	143
5. EXPERIMENTATION 1 : DU CHOIX DES DONNEES.....	144
5.1. <i>Objectif</i>	144
5.2. <i>Description des ICV disponibles</i>	144
5.2.1. Source 1	144
5.2.2. Source 2.....	145
5.2.3. Source 3.....	145
5.3. <i>Discussion</i>	146
5.4. <i>Evaluation qualitative des trois ICV</i>	146
5.4.1. Analyse de contribution.....	148
5.4.2. Estimation de l'indice de qualité du sous-système.....	148
5.5. <i>Observation</i>	149
5.6. <i>Conclusion</i>	150
6. EXPERIMENTATION 2 : DU CARACTERE EVOLUTIF DES REPRESENTATIONS DE SYSTEME.....	151
6.1. <i>Objectif</i>	151
6.2. <i>Qualification des données composant l'ICV complet (C)</i>	151
6.3. <i>Evolution des contributions et des indices de qualité</i>	153
6.4. <i>Interprétation</i>	154
6.5. <i>Conclusion</i>	156
7. EXPERIMENTATION 3 : IMPLEMENTATION DE LA METHODOLOGIE	157
7.1. <i>Objectif</i>	157
7.2. <i>Analyse qualitative des jeux de données</i>	157
7.2.1. Validation de l'inventaire	157
7.2.2. Cartographie d'ICV	158
<i>Voir Chapitre 3 – Section 3.4.3</i>	158
7.3. <i>Analyse de contribution</i>	160

<i>Voir Chapitre 3 – Section 4.1.</i>	160
7.4. <i>Evaluation de la qualité du macro-système.</i>	162
7.4.1. Etablissement des diagrammes de propagation de l'indice de qualité.....	162
<i>Voir Chapitre 3 – Sections 4.2.1 et 4.2.2.</i>	162
7.4.2. Synthèse des indices de qualité pour chaque alternative.....	163
7.4.3. Discussion des indices de qualité mesurés.....	164
7.5. <i>Identification des défauts de qualité en regard des objectifs de collecte</i>	165
7.6. <i>Evaluation quantitative</i>	167
7.6.1. Observation.....	168
7.6.2. Interprétation	169
7.6.3. Validation des résultats préliminaires : propagation des incertitudes par simulations de Monte Carlo...	169
7.7. <i>Positionnement des alternatives</i>	172
<i>Voir Chapitre 3 – Section 7.</i>	172
CONCLUSION	175

1. Contexte de recherche

Les travaux de recherches ont été entrepris dans le cadre du Projet Topcombi¹⁴ s'inscrivant dans le sixième Programme Cadre de recherche et de Développement.

Ce projet tend à développer des voies de synthèse catalytiques alternatives répondant à la demande du marché en appliquant des méthodologies de miniaturisation et de hauts débits. Ce projet a pour objectif principal de répondre aux besoins urgents de la Communauté Européenne en termes d'utilisation raisonnée d'énergie et de ressources, et d'utilisation de produits chimiques plus sûrs et de préservation de l'environnement.

L'ensemble des objectifs visés peut être décliné comme suit :

- trouver de nouveaux procédés de conversion des alcanes légers en produits chimiques valorisables,
- développer des voies de synthèses plus propres, plus sûres et plus économiques en développant des catalyseurs écologiques et en évitant l'utilisation de substances toxiques ou l'utilisation massive de solvants : substitution du phosgène dans la synthèse de polycarbonates, isocyanates et polyuréthane,
- développer des procédés de synthèse de produits à haute valeur ajoutée basés sur les principes de green chemistry pour l'amélioration de nouveau bio-produits tels que le glycérol,
- développer des outils technologiques autour de la méthodologie combinatoire et harmoniser les langages et infrastructures virtuels (e-language and e-infrastructure),
- soutenir la formation et les industries chimiques en Europe,
- assurer l'accès à la connaissance fondamentale par l'acquisition de bases de données conséquentes et par la dissémination des résultats.

Responsable d'un groupe de travail sur l'ACV et l'évaluation environnementale, la recherche a été menée en partenariat avec l'ensemble des membres du projet, ces derniers garantissant l'apport des cas d'étude et les pré-requis quant aux attentes de développement de la méthodologie.

Un procédé en cours de développement a ainsi fait l'objet d'une ACV :

- un procédé de synthèse de Carbonate de Diméthyle substituant l'utilisation du phosgène pour les productions de polycarbonate et d'isocyanate.

La réalisation de cette analyse avait pour but la validation des orientations de développement proposées par le groupe projet.

¹⁴ TopCombi : Towards Optimised Chemical Processes and New Materials by Combinatorial Science
www.topcombi.org

2. Le Carbonate de Di-Méthyle (DMC): un substitut respectueux de l'environnement

La pression législative actuelle couplée à la nécessité de revaloriser l'image de l'industrie chimique et d'intégrer la contrainte environnementale, conduit les chimistes à explorer de nouvelles voies de synthèses plus respectueuses de l'environnement. Ces nouvelles pratiques se traduisent notamment par la réduction des émissions, la minimisation de la production de déchets, l'optimisation de l'utilisation des réactifs, la réduction des consommations énergétiques, la réduction des risques ou encore et surtout la substitution des réactifs toxiques pour l'environnement et l'individu.

C'est dans ce contexte que l'utilisation de DMC a connu un essor marqué dans les années 1980. Il se positionne comme une alternative privilégiée et prometteuse à l'utilisation de phosgène, de sulfate de diméthyle ou de methyl halides, tous trois toxiques et leurs productions engendrant des phénomènes de corrosion et de coproduction de molécules demandant une attention particulière pour leurs traitements. Il trouve notamment des applications lors de la production d'isocyanates, de polycarbonates, de carbamates ou encore comme additif dans les carburants.

2.1. Propriétés physiques

Le DMC dont le numéro CAS¹⁵ est 616-38-6 et dont la formule est C₃H₆O₃, a une masse molaire de 90,09 g.mol⁻¹. Il se présente sous la forme d'un liquide transparent, soluble dans la plupart des solvants organiques mais non soluble dans l'eau. Sa densité est de 1,065 à 17°C. Son point d'ébullition est de 393K Il est répertorié par l'US EPA¹⁶ dans le registre TSCA¹⁷. Il est également classé parmi les liquides inflammables [Sci.lab 05].

¹⁵ CAS registry number : identifiant numérique unique pour des éléments chimiques, des composés, des polymères, des séquences biologiques. Ce numéro est attribué par le CAS, Chemical Abstract Service, une division de l'ACS, American Chemical Society
www.cas.org

¹⁶ US EPA : Environmental Protection Agency of United States
www.epa.gov

¹⁷ TSCA : Toxic Substances Control Act : loi de 1976 visant à réguler l'introduction de produits chimiques nouveaux ou existant aux Etats-Unis. Il interdit toute production ou import de substances non répertorié dans l'inventaire du TSCA

2.2. Profil toxicologique

Le DMC est modérément toxique si la contamination se fait par voie intra-péritonéale. Il est moyennement toxique lors de toute ingestion, il s'agit également d'une substance irritante.

D'un point de vue sécuritaire, tout contact avec le ter-butoxide de potassium risque d'entraîner une violente réaction [Sci.lab 05].

D'un point de vue global la substitution du phosgène, du sulfate de di-méthyle ou des méthyle halides par l'utilisation de DMC engendre une sévère diminution des risques toxicologiques [Pacheco & Marshall 97] [Ono 97].

	DMC	Phosgène	Sulfate de diméthyle	Chlorure de méthyle
LD 50 (oral) g/kg	13,8 (rat)		0,20 (rat)	
LD 50 (skin) g/kg	2,5 (rat)			
LC 50 (inhalation) mg/L	140 (4 h rat)	0,02 (rat 30 min)	0,05 (human 10 min)	6,5 (7h mouse)
Product classification	slightly toxic	poisonous gas	corrosive/poison	noxious gas
mutagenic properties	negative	N.A.	carcinogen (human suspected)	carcinogen (potential)
note		hazardous waste, hazardous substance	hazardous waste	hazardous waste, priority toxic pollutant

Tableau 16 : Propriétés toxicologiques du DMC, du phosgène, du sulfate de diméthyle et du chlorure de diméthyle [Ono 97], [Pacheco & Marshall 97]¹⁸

Comme le montre le tableau 16, présentant les propriétés toxicologiques de chacun, le DMC est en effet non mutagène, n'entraîne aucune coproduction de déchets dangereux, et présente des limites d'exposition bien supérieures à celles de ses concurrents. Ces caractéristiques en font un substitut potentiel très attractif d'un point de vue sanitaire et environnemental.

2.3. Applications

Les propriétés chimiques du DMC lui confèrent un champ d'applications potentielles très élargi. Ceci est essentiellement dû à son caractère versatile, ses propriétés chimiques étant variables selon les conditions de réactions.

Ainsi le DMC peut être utilisé pour :

- des réactions de méthylation (agent méthylant) faisant généralement intervenir le sulfate de diméthyle ou les méthyl halides,
- des productions d'isocyanates, de polycarbonates (à partir de diphenyl carbonates) ou de carbamates (carbonylation) faisant traditionnellement intervenir le phosgène,
- additif pour carburant permettant d'augmenter l'indice d'octane.

¹⁸ LD50 : dose létale 50%, entraînant la mort de 50% de la population exposée et observée

La figure 25 illustre notamment le panel d'applications potentielles pour le DMC.

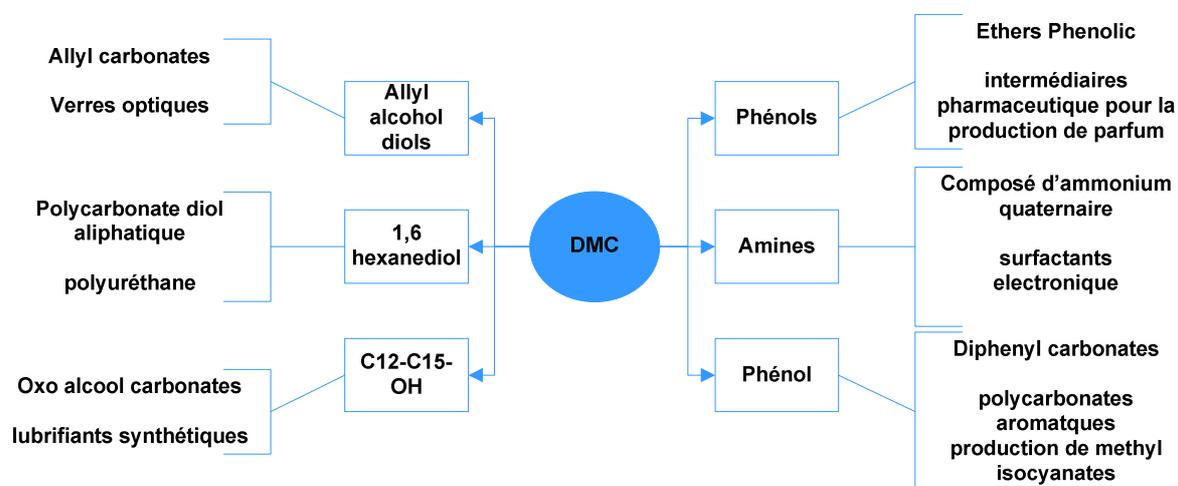


Figure 25 : Exemples d'applications nécessitant l'utilisation de DMC

2.4. Substitut de choix dans l'optique d'une chimie plus respectueuse de l'environnement

Le DMC est un bon substitut de produits chimiques toxiques et dangereux tels que le phosgène (methoxycarbonylation), le di-méthyl sulfate ou le metal halides (agent méthylant). Une telle substitution s'inscrit dans une approche de « green chemistry », chimie verte plus respectueuse de l'environnement.

2.5. Modes de production existants

Traditionnellement produit à partir de phosgène, différents procédés alternatifs ont été développés ces trente dernières années comme le mettent en avant le nombre croissant de brevets déposés [Pacheco & Marshall 97]. Cependant, seuls deux d'entre eux semblent actuellement industrialisés.

Le premier a été développé par EniChem (Italie) dans les années 1980. Il fait intervenir une carbonylation oxydative d'alcool en présence de chlorure de cuivre (CuCl). Quant au second il fut développé par Ube Ind. (Japon), et fait également intervenir une carbonylation oxydative d'alcool catalysée par un système de monoxyde d'azote et de palladium. Il s'agit d'un procédé de synthèse d'oxalate de diméthyle utilisé vers la fin des années 1980 et dont le coproduit est le DMC.

A l'exception des synthèses à partir d'alcool et de dioxyde de carbone qui font l'objet de recherches actives, ces dernières ont été abandonnées pour cause économique ou de non-faisabilité technique.

2.5.1. Phosgénéation d'alcool : synthèse traditionnelle de DMC

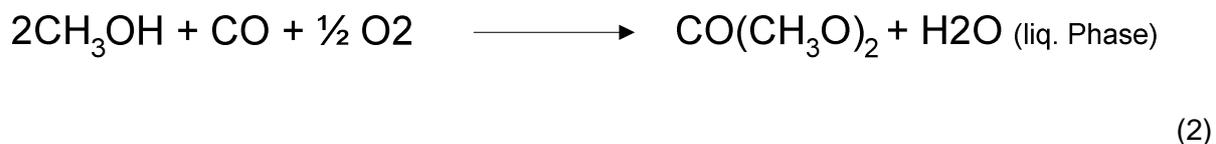
Historiquement le DMC était produit à l'aide de phosgène jusque dans les années 1980 [Delledonne et al. 01]. Il est également connu sous les noms de dichlorure de carbonyle ou d'oxychlorure de carbone. La réaction met en contact le phosgène et du méthanol comme mentionné dans la réaction suivante (1). Elle se déroule en deux temps et donne lieu à la production d'un intermédiaire dans un premier temps, le méthylchloroformate, celui-ci étant converti en DMC en présence de méthanol lors de la seconde étape.



La production s'accompagne de la formation d'acide chlorhydrique (HCl) responsable du phénomène de corrosion. Afin de neutraliser l'acidité, l'emploi d'une base forte est nécessaire (hydroxyde de sodium) et ce en grande quantité. Outre l'emploi de substance toxique, cette caractéristique constitue un point faible du procédé.

2.5.2. Carbonylation oxydative en présence de CuCl (phase liquide) : procédé EniChem, retenu dans l'étude de cas

Cette alternative fut développée en 1983 par la société EniChem. Le procédé est actuellement industrialisé sur le site de Ravenna en Italie. Il fait réagir du méthanol et du monoxyde de carbone en présence chlorure de cuivre (2).



L'ensemble de l'oxygène est théoriquement totalement consommé et représente le facteur limitant de cette réaction. Pour éviter tout risque d'explosion, la quantité d'oxygène introduite dans le réacteur est en effet très contrôlée. D'autre part, et également en théorie, le seul coproduit identifié est l'eau. Ceci s'explique notamment par le fait que le système de production en continu recycle la quasi-totalité des flux sortants. Les intermédiaires ainsi formés et non souhaités tels que le chloroformate, sont automatiquement recyclés et réintroduits dans le réacteur avec la fraction liquide.

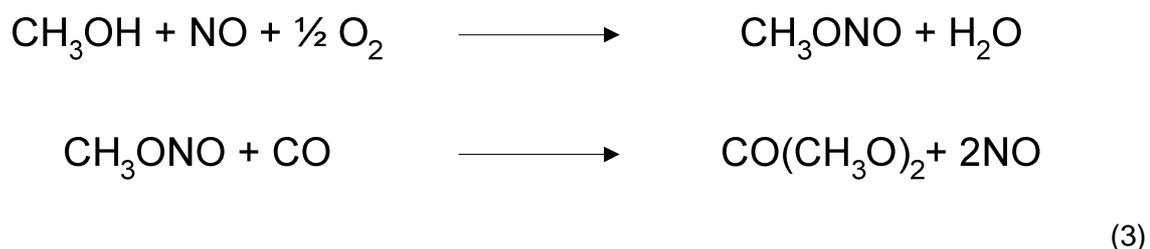
L'eau constitue également un facteur limitant dans le sens où au-delà d'une certaine concentration dans le réacteur, elle entraîne la désactivation du système catalytique. Cette eau est extraite dans la mesure du possible à chaque cycle de production.

Enfin le système est caractérisé par un taux de conversion relativement faible par passage, de l'ordre de 20%. D'autre part l'obtention d'un mélange azéotropique constitué principalement de méthanol et de DMC occasionne certaines difficultés de séparation. Ce mélange est par conséquent recyclé et réintroduit dans le réacteur.

2.5.3. Carbonylation oxydative en phase vapeur : Procédé Ube Ind.

Développé à la fin des années 1980, ce procédé constitue la seconde alternative à l'emploi du phosgène pour la synthèse de DMC à être industrialisée. Basée sur un procédé de production d'oxalate de diméthyle dont le co-produit principal est le DMC, la production met en présence du méthanol et du monoxyde de carbone, la réaction étant catalysée par un système de monoxyde d'azote (NO) et d'un catalyseur au palladium.

La réaction de synthèse est la suivante (3) :



La première étape donne lieu à la production de méthyl nitrite (CH₃ONO) et d'eau. Le monoxyde d'azote est totalement consommé. Lors de la seconde étape, le méthyl nitrite réagit en présence de monoxyde de carbone pour donner le DMC. Le monoxyde d'azote, quant à lui, est régénéré et réutilisé lors de la première phase.

La production est effectuée de façon continue et le taux de conversion est proche de 100%. Par conséquent, le volume du réacteur est bien moindre que pour le procédé EniChem si l'on considère une production similaire. D'autre part, le phénomène de désactivation du catalyseur est bien moins marqué. Ceci constitue les avantages majeurs du procédé Ube en comparaison avec son homologue Italien (EniChem).

2.5.4. Autres modes de production potentiels

Outre ces trois modes de production d'autres voies de synthèse sont également possibles (tableau 17). Ces dernières ont été présentées dans les travaux de Aresta [Aresta & Galatola

99]. Le DMC peut donc produit de façon alternative à partir d'urée ou encore de dioxyde de carbone. Cette dernière voie fait d'ailleurs l'objet de recherche intensive à l'heure actuelle [Ballivet et al. 06].

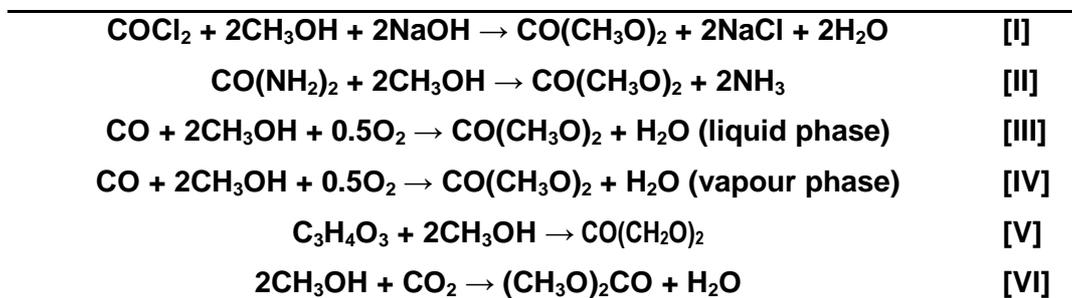


Tableau 17 : Liste des différentes voies de synthèse de DMC d'après [Aresta & Galatola 99]

Pour de plus amples informations sur les productions évoquées, le lecteur se référera aux références suivantes ayant donné lieu à la rédaction de cette section : [KOE 01]

3. ACV comparative des modes de production existants avec le nouveau procédé TopCombi – objectifs de l'analyse

De la bibliographie réalisée sur les procédés de synthèse de DMC, seules trois alternatives sont aujourd'hui industrialisées. Pour cette raison nous décidons d'utiliser à titre de référence la production de DMC à partir de phosgène, pratique la plus couramment utilisée. D'autre part et dans un souci de positionnement concurrentiel, nous intégrons également l'analyse du procédé Italien EniChem.

3.1. Alternative en développement : production de DEC à partir de CO₂ et de bio-éthanol

Après une recherche et un développement intensif de la part des partenaires du projet TopCombi, le nouveau procédé propose une synthèse de carbonate de diéyle (DEC) à partir de dioxyde de carbone et de bio-éthanol.

Dans un premier temps orienté vers une production de DMC faisant intervenir du méthanol, le groupe projet s'est réorienté vers une production de DEC motivée par des raisons de faisabilité technique. Les limites de production mises en avant durant la phase de développement étaient moins difficiles à surmonter de par l'utilisation d'éthanol.

Notons que ce changement stratégique pose un problème méthodologique quant à la définition de l'unité fonctionnelle celle-ci ayant été modifiée. Cependant, après discussion avec le groupe projet, la nature de la molécule qu'il s'agisse de DMC ou de DEC n'influe pas sur ses applications futures. Par conséquent, nous supposons que les deux molécules assurent la même fonction pour des applications futures et donc que leurs modes de production respectifs sont comparables.

3.2. Objectifs et orientation de l'analyse

3.2.1. Identification des procédés à l'étude

Comme nous l'avons spécifié au préalable, il nous faut identifier les procédés à l'étude et en définir un référent. Pour ce faire les productions traditionnelle de DMC à partir de phosgène et alternative fournie par EniChem font office de référent, la baseline étant le procédé à base de phosgène.

Le nouveau procédé de synthèse de DEC en développement nous fournit quant à lui le procédé à évaluer et à valider. Les données disponibles à l'heure actuelle sont issues de mesures en laboratoire. Les entrants et sortants ont été identifiés. Certaines données

relatives au fonctionnement du procédé, telles que la consommation énergétique par exemple, sont manquantes à l'heure de l'analyse. Ceci étant, et compte tenu du degré de développement du procédé, il semble plus judicieux d'orienter l'analyse sur les sources d'approvisionnement en matières premières. Les informations manquantes ainsi que les modifications générées par les phases d'optimisation seront introduites dans le modèle lorsqu'elles seront disponibles. Ceci permettra d'affiner l'impact environnemental du procédé.

3.2.2. Objectifs de l'ACV

Les objectifs de l'ACV peuvent être déclinés selon les points suivants :

- l'identification des hot spots, domaines pénalisants d'un point de vue environnemental pour le nouveau procédé,
- la validation de choix de conception pour une production alternative plus respectueuse de l'environnement et en conformité avec les objectifs du programme Européen TopCombi,
- la validation d'une approche d'intégration raisonnée des incertitudes dans la pratique ACV.

3.3. Objet de l'analyse et périmètre d'étude :

L'analyse suivante se focalise sur l'évaluation de la performance environnementale des systèmes catalytiques de synthèse de carbonate de di-méthyle et de di-éthyle. L'analyse se base sur une ACV depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la mise sur le marché du produit, autrement dit jusqu'à la porte de l'usine (cradle-to-gate approach). D'autre part le développement de l'approche qualitative a mis en avant le fait que les données de rangs supérieurs sont plus influentes sur l'indice de qualité que les données de rangs inférieurs. En conséquence et dans un souci d'homogénéité, nous limitons l'analyse à des sous-systèmes de rang -3. Au-delà de ce niveau de détail, nous agrégerons les données d'ICV et considérons que la qualité est satisfaisante.

Ce choix se justifie par le fait que l'objet d'étude est le procédé de synthèse de la molécule et non le cycle de vie de la molécule en elle-même. De la même façon l'analyse exclut le démantèlement de la structure de production car l'objectif principal est la seule évaluation de la performance environnementale du mode de production.

Afin de valider les choix et orientations de conception de la nouvelle alternative de production, une comparaison inter-procédés est mise en place. Pour ce faire deux procédés de synthèse actuels sont évalués.

Afin de pouvoir comparer ces différents procédés, une unité fonctionnelle doit être définie. Il s'agit de la formalisation de l'unité de service fourni par le système. L'UF est définie comme suit :

Production de 1000 grammes de DMC ou DEC

Enfin, les données relatives au fonctionnement du procédé sont définies pour des conditions de synthèse en régime stationnaire. Les phases d'initiation et d'arrêt de synthèse ne sont pas spécifiées. En conséquence le procédé est évalué en conditions de production optimales.

3.4. Définitions des objectifs de collecte

Les objectifs de collecte gouvernent la phase de collecte de données relatives aux différentes évaluations. Ils concernent d'une part le type de données qu'il conviendra de collecter mais également la qualité minimum requise afin d'obtenir une représentativité adéquate.

Certains aspects du contexte gouvernent le type d'informations requises.

Dans un premier temps il convient de noter que la majeure partie de la production de DMC est dite captive, ce qui sous-entend une production sur site pour une utilisation immédiate. Compte tenu de cette caractéristique, il semble juste de supposer que seuls les producteurs sont en mesure de fournir des données réalistes sur ce type de production.

En conséquence la collecte de données secondaires, extraites de la littérature ou de rapports antérieurs sera considérée comme étant suffisamment représentative pour initier l'analyse. Cette hypothèse ne sera valable et justifiée que pour les procédés existants.

- Qualité de données

Nous distinguons les procédés existants du procédé en développement pour ce qui est de la qualité des données:

- objectifs de qualité pour les procédés existants

De manière générale les données collectées doivent se rapporter au procédé à l'étude et fournir des données représentatives d'une période de production normale. Elles doivent également être représentatives de la situation géographique considérée et doivent être

suffisamment récentes pour rendre compte d'une production actuelle. Dans la mesure du possible les données devront être issues de mesures sur site ou éventuellement être le résultat d'une modélisation.

Ceci se traduit par la matrice de pedigree suivante :

$$[0,75 ; 0,75 ; 0,75 ; 1 ; 1]$$

- objectifs de qualité pour le procédé Topcombi

Le procédé étant en développement, les données représentant le système de rang 0, description du procédé, doivent être issues des mesures de laboratoire effectuées par les partenaires. Les données des systèmes sous-jacents quant à elles devront répondre aux spécifications établies pour les procédés existants.

Les objectifs de collecte se traduisent donc sous les formes suivantes :

$$\text{Matrice pour le rang 0 : } [1 ; 0 ; 0,75 ; 1 ; 1]$$

$$\text{Matrice pour les rangs sous-jacents : } [0,75 ; 0,75 ; 0,75 ; 1 ; 1]$$

3.5. Quantification de l'incertitude

Afin de déterminer le domaine de validité des résultats, nous préconisons l'intégration d'une analyse quantitative. Sachant que certaines informations seront indisponibles alors que d'autres ne le seront que sous forme de valeurs isolées, nous préconisons une collecte globale intégrant les distributions de l'ensemble des entrants et sortants du système.

3.6. Définitions des catégories d'impacts d'intérêt

L'analyse se veut simplifiée dans le sens où seulement 4 catégories d'impacts sont intégrées à l'étude. Ces dernières ont été définies en accord avec les partenaires industriels du projet et sont hiérarchisées par ordre d'importance :

- Réchauffement climatique (et émissions de CO2 notamment),
- Toxicité sur l'Homme
- Toxicité sur l'Environnement
- Consommation de ressources abiotiques

Une analyse sera réalisée pour chacune de ces catégories et donnera lieu à l'établissement de 4 profils pour chacun des procédés permettant de définir l'alternative la plus performante.

4. Description des systèmes à l'étude

4.1. Synthèse de DMC à partir de phosgène

4.1.1. Introduction

La production de DMC à partir de phosgène nous fournit le procédé de référence. Il constitue encore à ce jour le mode de production de DMC le plus communément utilisé bien que l'utilisation de substances nocives soit mise en avant par les préoccupations environnementales et sanitaires actuelles.

Cependant peu d'informations sont disponibles quant au fonctionnement réel du procédé. Les données nécessaires à l'établissement du modèle sont donc basées sur des rapports antérieurs, sur des ouvrages de référence, sur des brevets et sur l'exploitation de bases de données d'inventaires commerciales.

4.1.2. Description du procédé

La modélisation du procédé s'appuie essentiellement sur l'étude ACV réalisée par Aresta [Aresta & Galatola 99], comparant différentes alternatives de production de DMC et sur un brevet de la Société Nationale des Poudres et Explosifs anciennement basée près de Toulouse [SNPE 73].

Les flux secondaires relatifs à la production des réactifs nécessaires à la synthèse de DMC ont été retracés dans la mesure du possible et ce, à l'aide de documents bibliographiques.

Le procédé est schématisé dans les figures 26 et 27 :

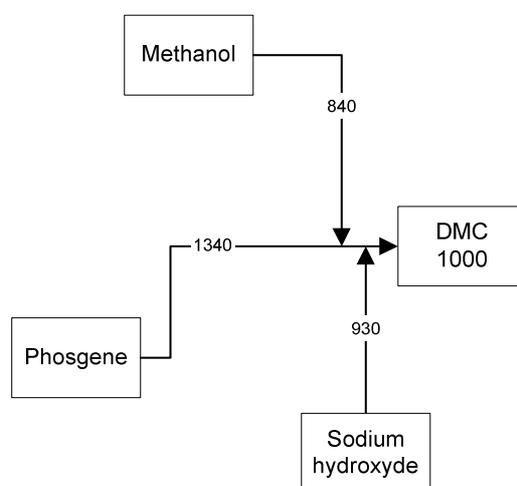


Figure 26 : Diagramme de flux simplifié de la production de DMC à partir de Phosgène

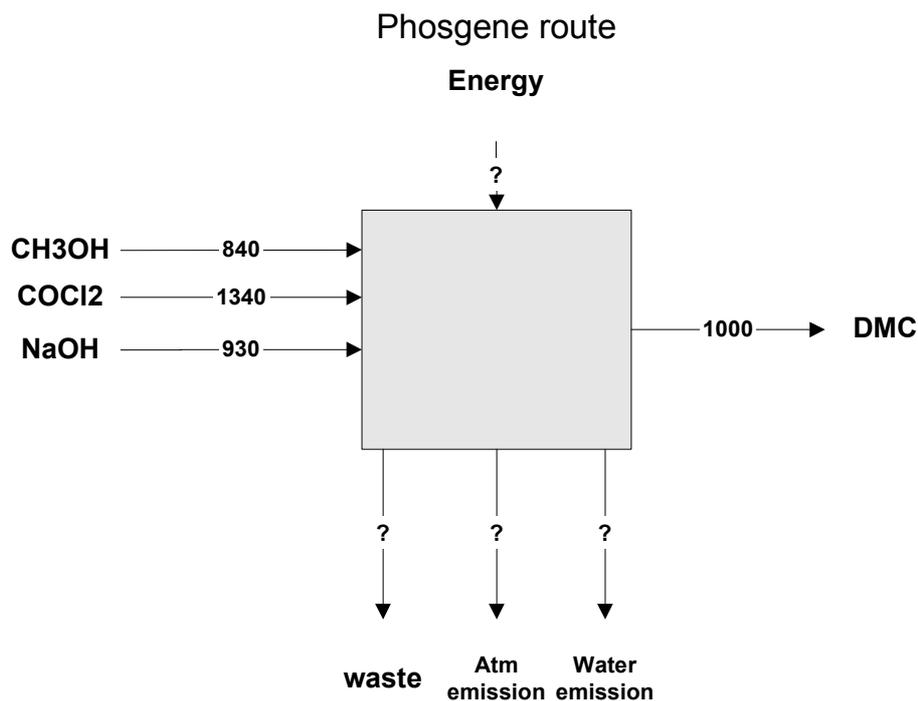


Figure 27 : Diagramme de flux du procédé de synthèse de 1000 grammes de DMC à partir de Phosgène

Le méthanol réagit avec le phosgène pour produire le DMC. L'ajout d'une base forte, en l'occurrence de l'hydroxyde de sodium, est requis afin de tamponner la co-production d'acide chlorhydrique et de limiter l'effet corrosif.

La quantification des flux est extraite des travaux de Aresta et correspond à la production de 1000 grammes de DMC. Les rendements sont de 82 et 85 % (mol) par rapport au phosgène et au méthanol respectivement.

- Production de phosgène

Les données de production de phosgène sont extraites d'ouvrages de références, d'articles scientifiques et de bases de données d'ICV commerciales (Ecoinvent).

Il est établi que le Phosgène (COCl_2) est produit par la réaction mettant en présence du monoxyde de carbone (CO) et du chlore (Cl_2) et des charbons actifs. Le monoxyde de carbone est introduit en excès dans l'optique de limiter la quantité de chlore libre pouvant engendrer la production de co-produits non désirés. [Ullmann 02]



Le procédé peut être représenté tel que dans la figure 28.

La réaction de production est effectuée dans un réacteur multitubulaire en acier inoxydable et dont les tubes sont remplis de granulés de catalyseur. Le lit de charbons actifs est chauffé à 400°C dans les parties basses. La température baisse rapidement tout au long des tubes pour atteindre une température de réaction de l'ordre de 40 à 150°C.

La chaleur de réaction est dissipée à l'aide d'eau. La réaction est menée à pression normale ou en léger excès. La part non condensable du phosgène est absorbée par un solvant avant de fournir une solution de phosgène. La durée de vie des charbons actifs est variable et peut se compter en années.

Notons qu'après absorption, les gaz non absorbables composés de gaz inertes, de CO et de COCl₂ sont traités. Ce traitement peut être conduit selon trois méthodes, deux d'entre elles étant des décompositions et la dernière étant une combustion [Ullmann 02].

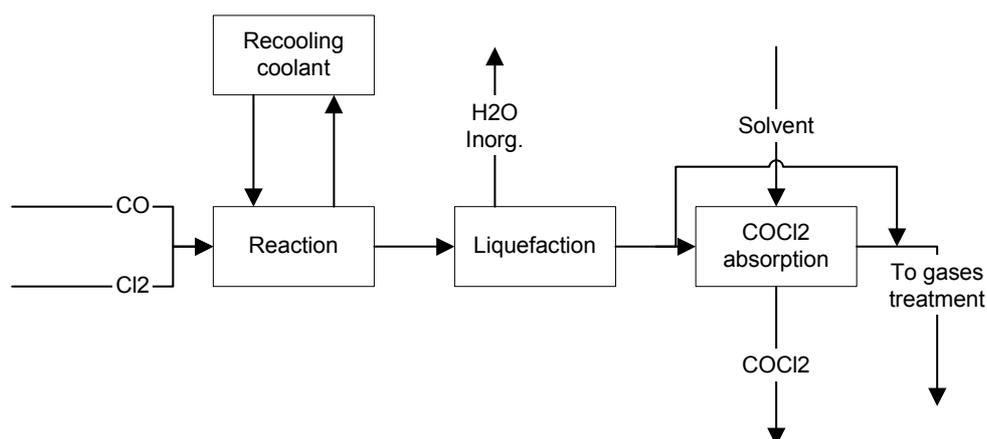


Figure 28 : Schéma du procédé de synthèse de Phosgène [Ullmann 02]

Les données quantifiées sont extraites d'un rapport d'ICV. Celles-ci sont calculées en considérant des rendements respectifs de 99% et de 90% pour le chlore et le monoxyde de carbone. Il est supposé que les entrants n'ayant pas réagis sont émis dans l'atmosphère.

L'énergie consommée n'ayant pu être définie, l'inventaire considère une consommation moyenne correspondant à la production de 1000g de substance chimique sur un site industriel de grande taille. L'infrastructure et les transports sont intégrés à la modélisation. La consommation d'eau pour le refroidissement est également calculée de la sorte.

Enfin les émissions aériennes sont constituées des substances n'ayant pas réagies et de la perte calorifique. Les émissions dans l'eau et la production de déchets solides sont supposées nulles.

- Production de monoxyde de carbone (630-08-0)

Le monoxyde de carbone (CO) peut être produit sous forme de mixture de CO et d'hydrogène suivant une oxydation partielle de gaz naturel, entrant largement utilisé pour la production de méthanol notamment. Le CO est souvent produit à l'aide des systèmes de production de H₂ et fait intervenir du reformage. Ce dernier consiste à convertir de lourdes chaînes d'hydrocarbures (C_nH_m) en molécules de CO et d'H₂. Elle peut être réalisée par l'oxydation partielle d'hydrocarbures fossiles ou par gazéification du charbon.

Les données d'inventaire sont extraites de la base de données Ecoinvent et se basent sur un modèle d'usine de production de CO.

L'inventaire considère les intrants nécessaires à la production, les émissions aériennes exclusivement composées de déperditions calorifiques et l'infrastructure.

Le procédé de synthèse de CO peut être représenté schématiquement sous la forme suivante :

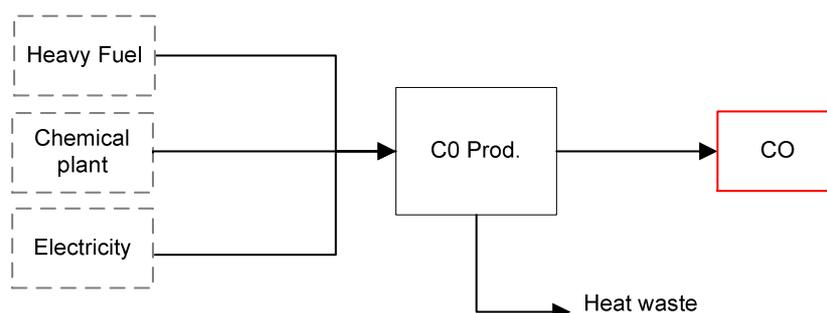


Figure 29 : Schéma du système de production de monoxyde de carbone par oxydation partielle d'hydrocarbures fossiles

- Production de chlore (7782-50-5)

La production de chlore s'accompagne d'une co-production d'hydroxyde de sodium. Celle-ci fait intervenir une électrolyse de solution salée. 3 procédés sont identifiés :

- L'électrolyse à cellule au mercure : la technologie est utilisée en Europe et constitue la première à avoir été industrialisée (1892). Elle domine encore aujourd'hui le marché européen. La cellule à mercure est composée d'un électrolyseur et d'un décomposeur. Le Chlore est libéré de la solution saline à l'anode pendant que le sodium est précipité dans le mercure à la cathode. Dans le décomposeur, le précipité réagit avec l'eau pour fournir l'hydroxyde de sodium. Le mercure régénéré est alors recyclé. Notons que le procédé est très énergivore.

- L'électrolyse à diaphragme : apparue au 19eme siècle, son utilisation est essentiellement nord américaine. Cette cellule est composée d'un diaphragme généralement en amiante appliqué sur une cathode en acier. Le procédé est moins consommateur d'énergie que la cellule à mercure, la concentration obtenue en NaOH est seulement de 10 à 12%.
- L'électrolyse à membrane : ce procédé a été développé dans les années 1970. Les deux compartiments sont séparés par une membrane et fonctionne comme un échangeur d'ions. Sa consommation énergétique (proche de celle de la cellule à diaphragme et l'absence de mercure et d'amiante en font un procédé de production plus propre.

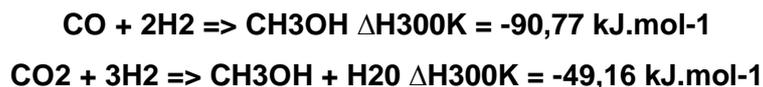
Nous utilisons un ICV issue de la base Ecoinvent traduisant une production mixte.

- Production d'hydroxyde de sodium (1370-73-2)

L'Hydroxyde de sodium est un co-produit de la production de chlore. Aussi nous considérons dans notre approche que la totalité du NaOH consommé pour neutraliser l'acide chlorhydrique produit lors de la synthèse de DMC est issu du procédé et du site fournissant le chlore.

- Production de méthanol (67-56-1)

Le méthanol est produit à partir de gaz de synthèse selon les équilibres suivants :



La réaction inverse de vaporisation de l'eau doit également être prise en compte :



La formation de méthanol est favorisée par une augmentation de pression et une diminution de température, le taux de conversion quant à lui est essentiellement tributaire de la composition de l'équilibre.

Le monoxyde de carbone et de dioxyde de carbone sont issus d'un gaz de synthèse lui-même produit à l'aide de reformage.

Le méthanol synthétisé à l'origine par distillation du bois, est aujourd'hui produit à échelle industrielle exclusivement par conversion catalytique de gaz de synthèse. Les procédés

concernés sont classés en fonction de la pression de réaction : haute pression, pression moyenne et basse pression.

- *Production et consommation énergétique, déchets et émissions*

L'observation des données disponibles met en avant certaines données manquantes. Ainsi la consommation énergétique n'est pas fournie de même que les émissions et autres déchets. Dans l'immédiat nous poursuivons l'ACV compte tenu de ces lacunes

4.1.3. Source de données et hypothèse de modélisation

Les données que nous utilisons dans la modélisation sont essentiellement issues d'études antérieures, d'ouvrages de référence et de bases de données d'inventaires qui s'appuient d'ailleurs largement sur les documents précédemment cités.

D'ordre général, la modélisation utilise presque exclusivement des données génériques sur les modes de production en calculant les flux à l'aide des bilans de masses ou en se fiant à la stoechiométrie des réactions. Ceci traduit notamment la difficulté de collecte rencontrée.

Ce constat ne constitue cependant pas un facteur limitant. Les informations relatives aux systèmes sous-jacents, systèmes fournissant les matières premières au système à l'étude, sont souvent méconnues puisqu'elles ne sont pas maîtrisées par le commanditaire mais par la chaîne de fournisseurs. Cette situation n'est donc pas atypique. Pour cette raison et pour limiter également le nombre de données à gérer, nous limiterons notre analyse à un niveau N-3, N0 fournissant le système à l'étude. En conséquence, une fois au rang N-3, nous intégrons à la modélisation des ICV agrégés et dont la qualité est supposée optimale.

4.2. Procédé Enichem – Carbonylation oxydative catalysée au chlorure de cuivre

4.2.1. Introduction

Apparu dans les années 1980, ce procédé se substitue à l'utilisation de phosgène par la consommation de monoxyde de carbone. Il est actuellement exploité à échelle industrielle sur le site de Ravenna en Italie. Pour plus d'information sur le procédé en lui-même, le lecteur se référera à [Pacheco & Marshall 97].

La modélisation repose également sur la littérature, sur des brevets mais aussi sur des communications extérieures.

4.2.2. Description du procédé

Le procédé est évalué comme une boîte noire. Nous le représentons dans la figure 30. Les différents flux ont été extraits des documents suivantes : [Paret et al. 96] [Rivetti et al. 93] [Rivetti et al. 95] [Di Muzio et al. 93] [Gong et al. 07] [Pacheco & Marshall 97] [Delledonne et al. 01].

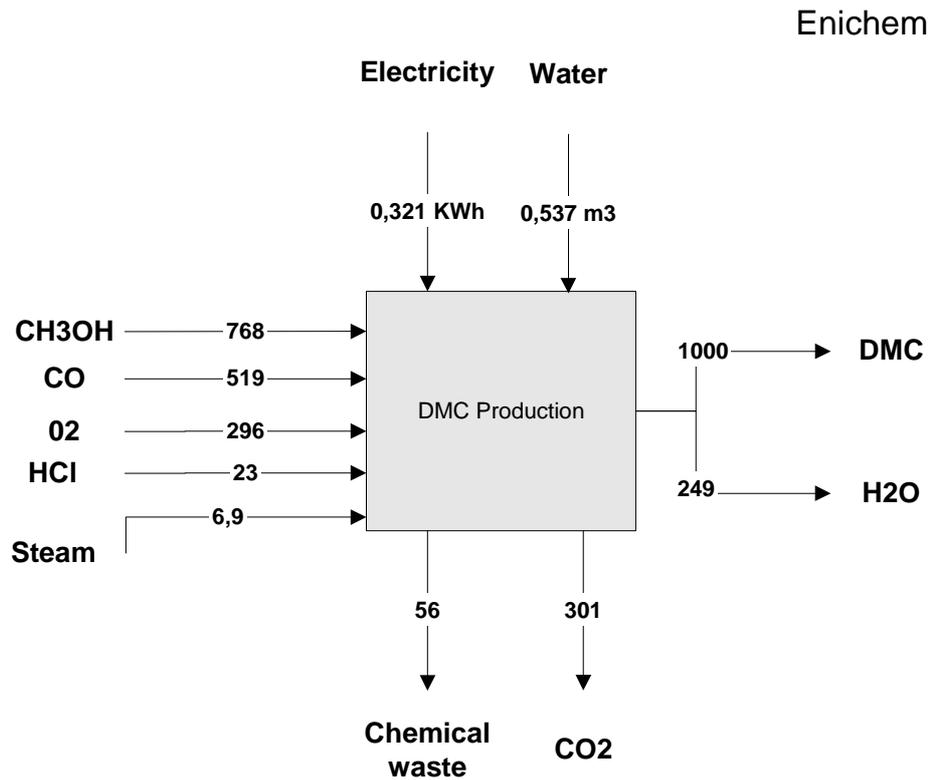


Figure 30: Diagramme de flux du procédé de synthèse de 1000 grammes de DMC selon le procédé Enichem

- *Production de méthanol*

L’approvisionnement en méthanol est supposé identique à celui utilisé par le procédé au phosgène. Voir section 4.1.2.

- *Production de monoxyde de carbone*

L’approvisionnement en monoxyde de carbone est supposé identique à celui utilisé par le procédé au phosgène. Voir section 4.1.2.

- *Production de di-oxygène (O₂)*

La production de di-oxygène est réalisée par séparation cryogénique. L'air est liquéfié puis l'oxygène est séparé. Les données de modélisation sont extraites des bases Ecoinvent et de la littérature. Ce procédé consiste en une séparation de l'air pour en extraire le l'oxygène liquide, de l'azote liquide et de l'argon. L'air est comprimé à 0,7 MPa puis refroidit à une température cryogénique. Celui-ci est ensuite distillé. Pour plus de détail, le lecteur se référera aux rapports Ecoinvent.

- *Production et consommation énergétique, déchets et émissions*

Les données relatives à la consommation énergétique, à la consommation d'eau de refroidissement et aux émissions sont issues de données moyennes mesurées sur site.

4.2.3. Hypothèses de modélisation

- *Etat de l'objet à l'étude*

La production de DMC est dynamique. Les productions sont continues ce qui sous-entend une phase d'initiation de la réaction, montée en régime, une phase stationnaire et une phase de régression faisant suite à l'arrêt de l'approvisionnement en réactifs.

L'objectif de l'étude étant l'évaluation de la performance environnementale du mode de production et l'évaluation du procédé en lui-même, seule la phase de production à l'état stationnaire est incluse dans l'analyse.

- *Gestion des boucles de recyclage*

Les procédés présentent une ou plusieurs boucles de recyclage. Elles contribuent à limiter les pertes en matières premières et à optimiser leur utilisation. L'inclusion de celles-ci permet également d'augmenter considérablement le rendement des réactions. Enfin ces boucles sont caractérisées par des flux de grandeurs constantes en général. Aussi, la quantité recyclée si grande soit elle, présente une importance qui décroît avec le nombre de cycles de production et la quantité de produit synthétisé et tend à devenir négligeable pour un grand nombre de cycles de production.

Le procédé est donc représenté comme une boîte noire, les boucles de recyclage n'étant pas considérées. Seuls les réactifs ayant réagi et les déchets et émissions produits durant la réaction sont considérés.

- *Gestion des informations manquantes*

Enfin certaines informations manquent parfois. C'est notamment le cas de la demande énergétique des procédés à l'étude. Afin de combler ces carences nous utilisons une hypothèse régulièrement utilisée, basée sur la consommation énergétique d'un gros site de production chimique pour la synthèse d'une unité de substance chimique (kg ou t). Une perte de données est effectivement observée et la variabilité inter-procédés est moins marquée. Cependant, il s'agit de l'évaluation du mode de production, ce qui implique donc l'analyse et l'évaluation des productions sous-jacentes de réactifs.

Les réactions visées sont exothermiques ce qui minimise l'apport calorifique nécessaire au chauffage du système.

4.3. Procédé en développement (TopCombi) - confidentiel

Après différentes orientations de recherche et l'exploration de voies de synthèse à partir d'urée puis à partir de méthanol en présence de CO₂, le groupe projet s'est arrêté sur une production de carbonate de di-éthyle à partir d'éthanol et de CO₂. Les deux autres voies ont été abandonnées soit pour raison de faisabilité économique, soit pour des raisons techniques et notamment de rendement.

Le nouveau procédé se différencie notamment par :

- l'utilisation d'éthanol à la place du méthanol,
- le CO₂ utilisé est issu du procédé de fermentation de la biomasse, source d'éthanol

Trois scénarios de synthèse d'éthanol et donc de CO₂ sont à l'étude :

- une fermentation « Brésilienne » à partir de canne à sucre,
- une fermentation « européenne » à partir de betteraves à sucre,
- une fermentation « nord américaine » à base de maïs.

Le procédé est décrit dans la figure 31. Pour des raisons de confidentialité, les quantités de réactifs consommées et les émissions ne sont pas mentionnées. Le système est identique pour les trois scénarios.

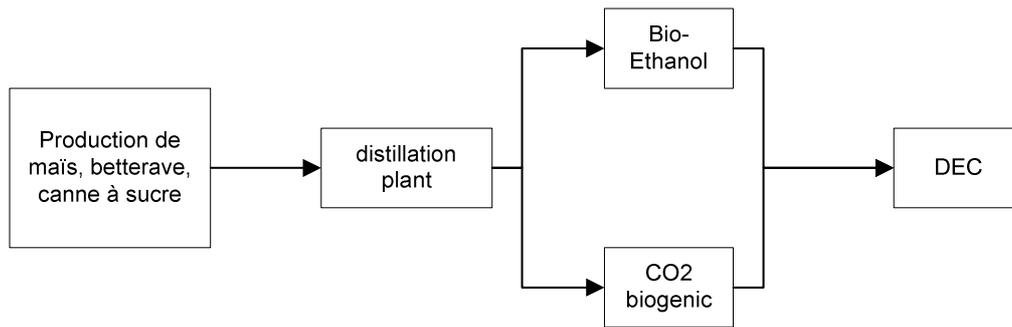


Figure 31 : Diagramme de flux d'une production de DEC à partir de bio-ressources

Le procédé de synthèse de bio-éthanol est réalisé selon une fermentation à partir des différents approvisionnements cités précédemment. Les ICV sont extraits des bases de données commerciales Ecoinvent. Ceux-ci considèrent les entrants et sortants non seulement représentatifs du procédé mais également des additifs nécessaires aux productions agricoles. Ainsi de grandes disparités sont identifiées pour les sources de production. Elles proviennent notamment des pratiques de production et des législations en vigueur. Les productions d'éthanol à base de canne à sucre ou de maïs émettent plus de substances toxiques que la production de betterave par exemple. D'autre part le procédé européen de production d'éthanol à partir de betterave recycle et valorise la plupart de co-produits ce qui n'est pas le cas pour les autres productions. Pour plus d'information, le lecteur se référera aux rapports Ecoinvent.

4.4. Conclusion

Cinq procédés sont donc à l'étude. Deux procédés existants fournissent les références alors que trois scénarios de production de DEC sont évalués. Cette première partie décrivant les procédés et présentant le cadre d'analyse nous sert de base afin de valider la méthodologie. Trois expérimentations sont proposées dans les sections suivantes. La première propose de valider le fait que l'approche qualitative est à même d'orienter la décision vers un inventaire plutôt qu'un autre, compte tenu des critères de qualité retenus. La deuxième tend à valider la dimension dynamique de l'indicateur de qualité. L'introduction de toute nouvelle information dans la modélisation se répercute sur les contributions respectives de différents flux mais également sur les indices de qualité de l'inventaire. Enfin l'expérimentation 3 illustre l'implémentation de la méthodologie proposée et tend à valider les résultats à partir de l'observation des analyses qualitative et quantitative. Un positionnement du nouveau procédé par rapport aux deux alternatives est établi compte tenu des incertitudes sur les données d'inventaire.

5. Expérimentation 1 : Du choix des données

Dans de nombreux cas, la représentation des systèmes sous-jacents requiert l'utilisation d'une donnée ou d'un ICV qu'il convient de choisir parmi plusieurs options disponibles. D'ordinaire ces choix sont le fait de la subjectivité du praticien, sa connaissance du système, sa connaissance des bases de données et de son expérience. L'implémentation des indices de qualité pourrait pallier ce manque d'objectivité en qualifiant les données potentiellement utilisables et en identifiant l'information correspondant aux objectifs de collecte.

5.1. Objectif

Cette première expérimentation tend à valider l'hypothèse selon laquelle l'implémentation d'une analyse qualitative sur les données collectées permet d'identifier les informations les plus représentatives parmi un pool de données potentiellement disponibles.

L'analyse suivante se focalise sur un processus de production d'oxygène que nous devons utiliser pour la modélisation de la production de DMC selon le procédé EniChem.

Celle-ci fait intervenir la consommation de monoxyde de carbone, de méthanol et d'oxygène. Trois ICV de production d'oxygène ont été identifiés dans les bases de données commerciales disponibles dans simapro. Nous proposons d'implémenter l'indicateur de qualité sur chacun de ces inventaires afin de dégager l'inventaire le plus représentatif.

5.2. Description des ICV disponibles

Voir Chapitre 3 – Sections 4.2.1. et 4.2.2.

Les contributions mentionnées dans les diagrammes suivants caractérisent les contributions au potentiel de réchauffement climatique.

5.2.1. Source 1

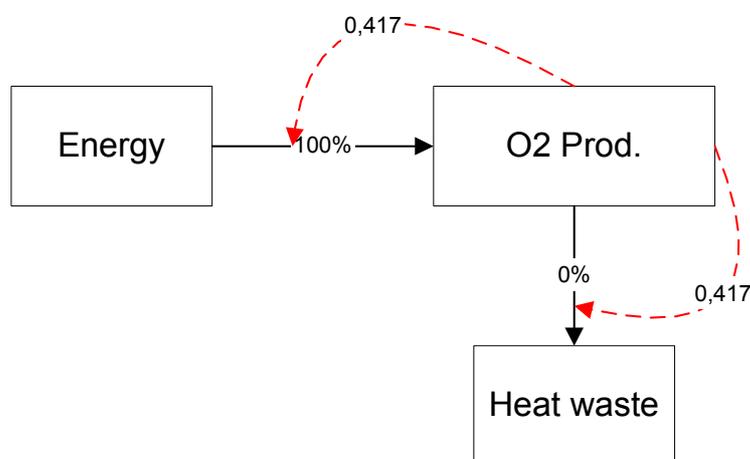


Figure 32 : Diagramme de l'inventaire de production d'O2 issu de la source 1

La production d'oxygène fait intervenir un refroidissement de l'air puis une séparation de l'oxygène. L'inventaire exclut de l'analyse les émissions, la surface occupée par la structure de production ainsi que les infrastructures. Les données ont été approximées à partir de différentes sources bibliographiques.

5.2.2. Source 2

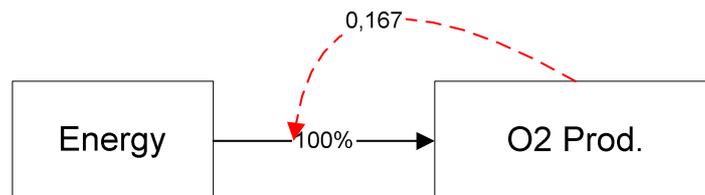


Figure 33 : Diagramme de flux de la production d'O2 issu de la source 2

La seconde source prend en considération une production d'oxygène par séparation de l'air et ce, dans une colonne de séparation. Les émissions et les déchets potentiels sont supposés nuls, exclus de l'analyse.

5.2.3. Source 3

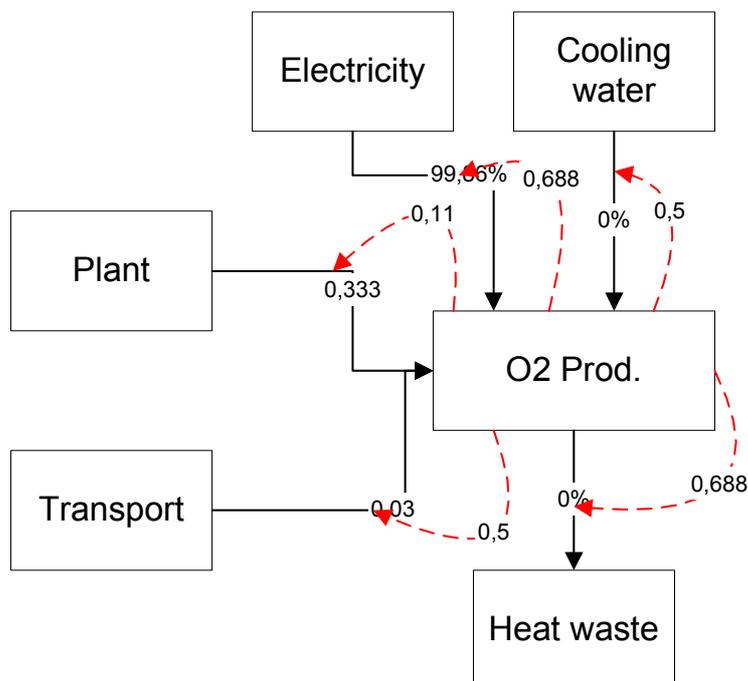


Figure 34 : Diagramme de flux de la production d'O2 issu de la source 3

La source 3, quant à elle, considère une liquéfaction de l'air puis une séparation. L'ICV considère les infrastructures. Les informations ont été établies à partir de données de différents sites de production à travers le monde.

5.3. Discussion

A priori, ces sources d'information présentent un taux de complétude très variables. De la seule prise en compte de l'énergie nécessaire, à la réalisation d'un inventaire plus complet incluant les émissions ou les infrastructures, l'impact environnemental correspondant à ces trois alternatives est lui aussi tout aussi variable. Ceci étant, le praticien aura certainement le réflexe de choisir la source 3 pour l'intégrer à sa modélisation, cette dernière étant de loin la plus complète en termes de flux. Malgré tout il se peut que cet ICV soit compilé à l'aide de données obsolètes ou non représentatives du procédé à l'étude.

La cotation des méta-données relatives à chacun des procédés devrait nous permettre de hiérarchiser ces trois alternatives selon la qualité des données constitutives et de mesurer un indice de qualité pour l'inventaire complet. Cette observation devrait nous permettre d'identifier la donnée la plus représentative du système à l'étude en termes de degré de qualité.

5.4. Evaluation qualitative des trois ICV

Voir Chapitre 3 – Section 3.4.

Afin d'estimer le degré de qualité des inventaires retenus, nous attribuons un indice de qualité à chacune des données identifiées et pour chacun des trois inventaires selon la matrice de pedigree présentée dans le chapitre 3. L'analyse est limitée au système de niveau zéro et aux sous-systèmes de niveau N-1. A ce stade nous agrégeons les sous-systèmes potentiels. Cette simplification se justifie d'une part par une recherche de simplification de l'analyse et d'autre part, le fait que l'influence des indices de qualité sur l'indice de qualité globale diminue avec le rang du sous-système. Ainsi l'indice le plus influent est celui caractérisant le système à l'étude dit de niveau zéro.

Les résultats de la cotation sont proposés dans le tableau 18.

donnée	type	R	C	Ctp	Cs	Ct	indice de qualité
O2 - 1		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Heat waste	entrant	0,00	0,00	0,50	1,00	1,00	0,417
Electricity	entrant	0,00	0,00	0,50	1,00	1,00	0,417
O2 - 2		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Electricity	entrant	0,00	0,00	0,50	1,00	0,00	0,167
O2 - 3		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Electricity	entrant	0,50	0,25	1,00	1,00	1,00	0,688
Plant	entrant	0,00	0,00	1,00	0,50	0,50	0,333
Rail	entrant	0,50	0,25	1,00	1,00	0,25	0,500
Water	entrant	0,50	0,25	1,00	1,00	0,25	0,500
Heat waste	emission	0,50	0,25	1,00	1,00	1,00	0,688

Tableau 18 : Evaluation qualitative des trois ICV potentiellement utilisables pour la modélisation

Afin d'obtenir une visualisation synthétique de l'indice de qualité de chacune des données, nous appliquons une pondération de chacune des notes attribuées en fonction de l'influence de chacun des critères retenus sur le résultat final. Les clefs d'agrégation sont proposées dans le chapitre 3 – Section 5.1.1..

L'analyse des résultats met en évidence une disparité de qualité des données qu'elles soient issues du même inventaire ou d'inventaires différents. A priori l'inventaire présentant le degré de qualité le plus grand est celui issu de la source 3. Il présente en effet des indices de qualité globalement supérieurs à ceux observés pour les deux autres inventaires. Cependant les indices de qualité de chacune de ces données pris séparément ne garantissent pas un indice de qualité élevé. Il convient donc d'établir le degré de qualité du système global afin de juger de sa représentativité. Pour ce faire nous nous appuyons sur l'analyse de contribution. L'évaluation environnementale est réalisée à l'aide de la méthode CML 2001. L'indice reflète par conséquent l'indice de qualité réel du système compte tenu des éventuels défauts de qualité et de la contribution de l'information qu'il caractérise.

Les résultats de l'analyse de contribution sont présentés dans le tableau 19.

5.4.1. Analyse de contribution

Voir Chapitre 3 – Section 4.1.

donnée	type	GWP	AD	HT	ET
O2 – 1		100,00	100,00	100,00	100,00
Heat waste	entrant	0,00	0,00	0,00	0,00
Electricity	entrant	100,00	100,00	100,00	100,00
O2 – 2		100,00	100,00	100,00	100,00
Electricity	entrant	100,00	100,00	100,00	100,00
O2 – 3		100,00	100,00	100,00	100,00
Electricity	entrant	99,86	99,86	97,71	99,72
Plant	entrant	0,11	0,11	2,25	0,26
Rail	entrant	0,03	0,02	0,05	0,02
Water	entrant	0,00	0,00	0,00	0,00
Heat waste	emission	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau 19 : Analyse de contribution impact spécifique

L'observation des résultats de contribution met en avant le fait que la consommation énergétique nécessaire à la réalisation de la fonction du procédé est le paramètre le plus contributif. Bien que la source 3 ait intégré les émissions, les infrastructures et les transports de matières, ces derniers paramètres n'occasionnent qu'une contribution impact spécifique marginale.

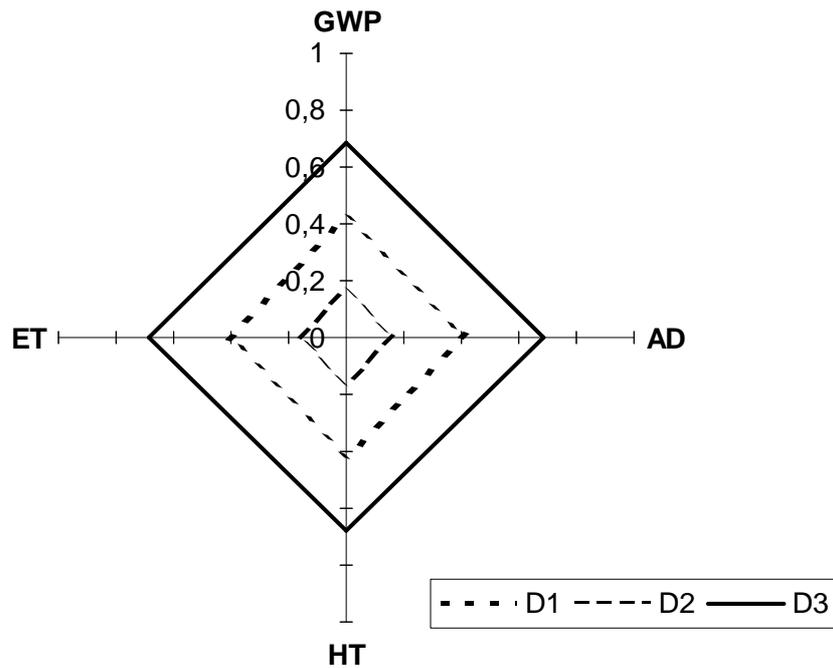
5.4.2. Estimation de l'indice de qualité du sous-système

Voir Chapitre 3 – Sections 4.2.1 et 4.2.2.

Une fois l'analyse de contribution réalisée, nous propageons les indices de qualité de proches en proches afin d'estimer l'indice de qualité du système global. Cette propagation répond à la proposition établie dans le chapitre 3.

Les résultats d'évaluation sont disponibles dans le tableau suivant et sont représentés dans un « spider diagramme » (figure 35).

L'analyse des indices est largement en faveur de l'ICV issu de la source 3. En effet pour les quatre catégories d'impacts considérées, cet ICV présente un indice de qualité plus élevé que ses concurrents. L'ICV 3 sera donc intégré préférentiellement à la modélisation.



Donnée	indice GWP	AD	HT	ET
D1	0,417	0,417	0,417	0,417
D2	0,167	0,167	0,167	0,167
D3	0,687	0,687	0,679	0,687

Figure 35 : Représentation des indices de qualité des trois ICV selon les différentes catégories d'impacts environnementaux retenus

5.5. Observation

Cette première expérimentation tend à démontrer l'utilité de l'implémentation de l'approche qualitative dans le but de hiérarchiser les informations potentiellement utilisables pour la modélisation d'un système. Aussi trois alternatives ont été évaluées pour une même production (1kg d'O2 liquide).

Les résultats observés mettent en avant une disparité marquée entre les trois sources d'information. Il semble d'autre part que le nombre de données composant l'inventaire ne soit pas un facteur influent sur l'indice de qualité. En revanche la qualité de chacune de ces données couplée à leur contribution respective s'avère très influente. Ceci est illustré par l'inventaire caractéristique de la donnée 3. Les informations relatives à la consommation énergétique sont de bonne facture à priori ce qui n'est pas le cas des autres informations. Ceci étant, l'analyse de contribution limite grandement l'influence de ces dernières. L'inventaire a priori de qualité moyenne, compte tenu de l'ensemble des informations, s'avère fiable l'impact étant presque exclusivement le fait d'une donnée de bonne qualité.

5.6. Conclusion

Les résultats de cette expérimentation valide l'hypothèse selon laquelle le praticien est à même de déterminer la donnée la plus représentative parmi un pool de données potentiellement utilisables et ce sur la seule base de l'observation des critères de qualité.

En outre, ils mettent également en évidence le réel dommage engendré par l'utilisation d'une donnée de faible qualité sur l'indice de fiabilité de l'ICV complet. Un ICV composé majoritairement de données de faible qualité serait à priori exclu de la modélisation sur cette simple observation. Or si ces données ne contribuent que pour une part marginale de l'impact, la fiabilité de cet ICV n'est pas aussi dégradée que l'on aurait pu l'imaginer. Malgré l'emploi de ces données défectueuses, la fiabilité du résultat en est préservée.

6. Expérimentation 2 : Du caractère évolutif des représentations de système

6.1. Objectif

Cette deuxième expérimentation tend à mettre en avant le caractère dynamique de la représentation du système à l'étude. L'évolution croissante du taux de complétude par l'introduction de nouvelles données entraîne irrémédiablement des modifications des contributions respectives de chaque flux à la catégorie d'impacts mesurée mais également des indices de qualité du système et des sous-systèmes. D'autre part, l'implémentation de l'approche semble pouvoir fournir au praticien des clefs d'orientation quant à une éventuelle collecte additionnelle (remplacement de donnée de mauvaise qualité ou remplissage des trous informationnels). Le fait de déterminer si l'acquisition d'une donnée de meilleure qualité garantit une augmentation de l'indice de qualité du macro-système pourrait grandement faciliter l'orientation et la distribution de l'effort de collecte.

Pour démontrer ce caractère évolutif, nous portons l'expérimentation sur l'analyse du procédé de synthèse de DMC à partir de phosgène.

L'objectif secondaire est la hiérarchisation des données d'inventaire de par leur influence sur le potentiel de dégradation de l'indice de qualité du système.

Pour ce faire, nous partons du système complet dont la représentation est notée « ICV C ». De cette représentation nous avons sciemment soustrait 10 flux élémentaires ou de processus de façon aléatoire. Cette représentation est notée « ICV A ». Nous avons ajouté par la suite 5 des 10 flux omis à la modélisation et ce, de manière aléatoire. Ce dernier inventaire est noté ICV B. La liste de flux successivement ajoutés est disponible dans le tableau 21. Une évaluation qualitative de chaque donnée suivie d'une analyse des impacts environnementaux (CML 2001), d'une analyse de contribution et de l'évaluation de l'évolution des indices de qualité de chacun des flux, sous-systèmes et du système ont été réalisées.

6.2. Qualification des données composant l'ICV complet (C)

Voir Chapitre 3 – Section 3.4.3.

Les données de l'inventaire représentatif de la production de DMC à partir de phosgène ont été caractérisées à l'aide de la matrice de pedigree (chapitre 3). Les résultats sont consignés dans le tableau 20.

Chapitre 4

	donnée	niveau	R	C	Ctp	Cs	Ct	
inputs	DMC		0	0,75	0,25	0,75	1	1
	qCOCl2		1	0,75	0,25	0,75	1	1
	qNaOH		1	0,75	0,25	0,75	1	1
	qCH3OH		1	0,75	0,25	0,75	1	1
COCl2								
	Cl2		2	0,25	1,00	1,00	1,00	1,00
	CO		2	0,25	1,00	1,00	1,00	1,00
	Electricity		2	0,00	0,00	1,00	1,00	0,25
	Heat		2	0,00	0,00	1,00	1,00	0,25
	Water cooling		2	0,00	0,00	1,00	1,00	0,25
	Lorry		2	0,25	1,00	1,00	1,00	1,00
	Rail		2	0,25	1,00	1,00	1,00	1,00
	Chemical plant		2	0,25	0,00	1,00	0,50	0,00
airborne emissio	Heat waste		2	0,00	0,00	1,00	1,00	0,25
	Cl2		2	0,00	0,00	1,00	1,00	0,25
	CO		2	0,00	0,00	1,00	1,00	0,25
NaOH								
inputs	mercury cell		2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	membrane		2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	Diaphragme		2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
CH3OH								
Inputs	Natural gas HP		2	0,75	0,50	0,75	0,50	1,00
	Natural gas DZ		2	0,75	0,50	0,75	0,50	1,00
	Natural gas furna		2	0,75	0,50	0,75	0,50	1,00
	Electricity		2	0,50	0,50	0,75	0,50	1,00
	water deioised		2	0,50	0,50	0,75	0,50	1,00
	Aluminium		2	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	copper		2	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	zinc		2	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	nickel		2	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	molybdenum		2	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	methanol plant		2	0,75	0,50	1,00	0,50	0,50
	water cooling		2	0,75	0,50	0,50	0,50	0,25
	airborne emissio	heat waste		2	0,50	0,50	0,75	0,50
	NO2		2	0,75	0,50	0,75	0,50	0,00
	SO2		2	0,75	0,50	0,75	0,50	0,00
	CH4		2	0,75	0,25	1,00	0,50	0,25
	CH3OH		2	0,75	0,25	1,00	0,50	0,25
waterborne emiss	heat waste		2	0,50	0,50	0,75	0,50	0,25
	COD		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	BOD5		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	DOC		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	TOC		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	AOX		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	formaldehyde		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	CH3OH		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	phénol		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	suspended solids		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	chloride		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	phosphore		2	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
CL2								
Inputs	Mercury cell		2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	diaphragm		2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	membrane		2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	Electricity MV		2	1,00	0,50	1,00	0,50	1,00
Airborne emissio	Heat waste		2	1,00	0,50	1,00	0,50	1,00
CO								
Inputs	Chemical plant		2	0,25	0,00	1,00	1,00	1,00
	Electricity MV		2	0,50	0,50	1,00	1,00	1,00
	Heavy fuel		2	0,50	0,00	1,00	1,00	1,00
Airbrone emissio	Heat waste		2	1,00	0,50	1,00	1,00	1,00

Tableau 20 : Matrice de pedigree se rapportant à l'inventaire de production de DMC à partir de phosgène

Les informations mettent en évidence les défauts de qualité par rapport aux objectifs de collecte. Une nouvelle fois, il apparaît que la plupart des données de l'inventaire ne satisfont pas aux exigences de qualité de collecte.

Processus soustraits : ICV A

Methanol	Phosgène	Carbone monoxide
Aluminium oxide	Electricity	Electricity
Copper oxide	Carbone monoxide (airborne emissions)	Heat waste (airborne emissions)
Electricity	Plant	
Heat waste (airborne emissions)		
Methane (airborne emissions)		

Processus soustraits ICV B

Electricity	Carbone monoxide (airborne emissions)	Heat waste (airborne emissions)
Heat waste (airborne emissions)	Plant	

Tableau 21 : Liste des flux élémentaires et de processus successivement introduits dans le modèle

6.3. Evolution des contributions et des indices de qualité

Voir Chapitre 3 – Sections 4.1., 4.2.1. et 4.2.2

Une évaluation des contributions de chaque données et sous-systèmes est réalisée sur la base de l'analyse des impacts environnementaux. A nouveau nous avons utilisé l'éco-indicateur CML 2001.

Les évolution des contributions respectives à l'impact total des sous-systèmes et l'évolution des indices de qualité impacts spécifiques sont représentés dans les figures 36 et 37. Les résultats étant quasiment similaires pour les différentes catégories d'impacts nous ne présentant que les diagrammes caractéristiques du potentiel de réchauffement climatique et de toxicité humaine.

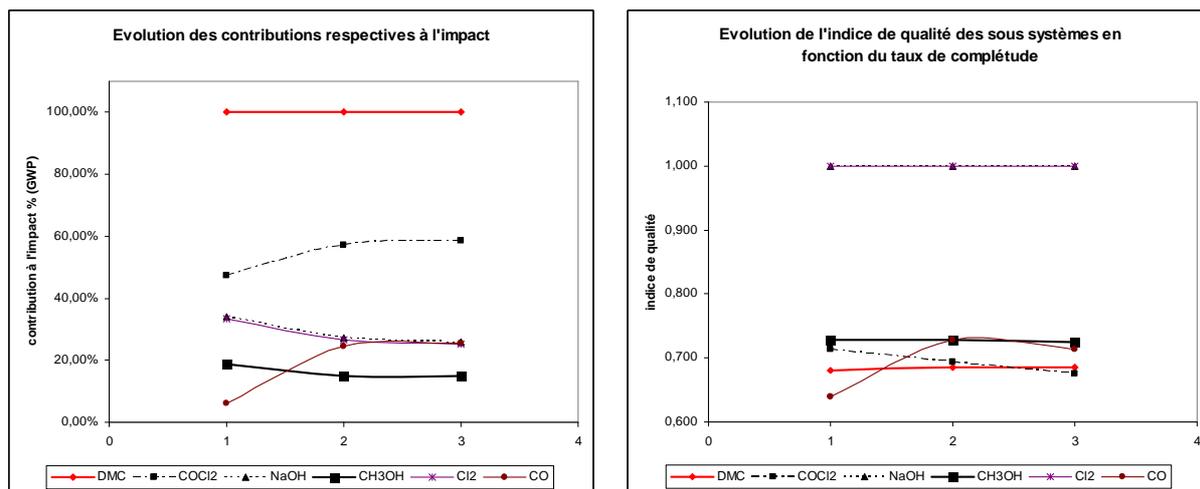


Figure 36 : Evolutions respectives des contributions au GWP et des indices de qualité de chacun des sous-systèmes

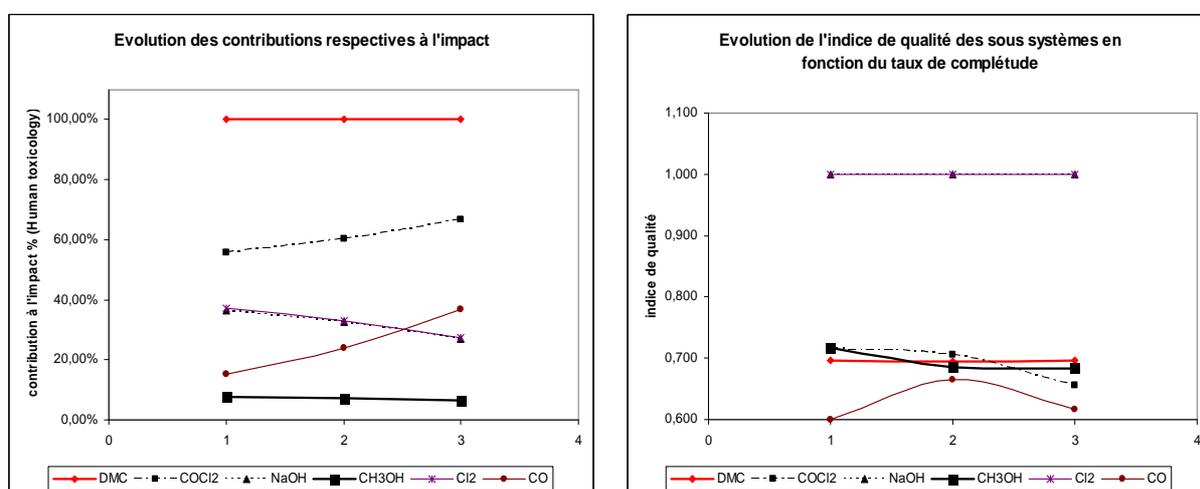


Figure 37 : Evolutions respectives des contributions à la toxicité humaine et des indices de qualité de chacun des sous-systèmes

6.4. Interprétation

Qu'il s'agisse du potentiel de réchauffement climatique (figure 36) ou de la toxicité humaine (figure 37), l'observation de l'évolution des contributions impact spécifique entre l'ICV A et l'ICV B traduit le fait que les données introduites alimentent les sous-systèmes de CO et par conséquent de COCl2 essentiellement. Les deux courbes marquent une augmentation de leurs contributions respectives. Le CH3OH a également supporté l'ajout de données additionnelles cependant ces dernières sont peu contributives relativement à celles des autres sous-systèmes.

Les données introduites dans les modules de CO et de COCl2 sont en outre de bonne facture. La combinaison de l'indice de qualité élevé et de la contribution élevée engendre une augmentation des indices de qualité des modules de CO et de COCl2 respectivement.

L'indice du module méthanol quant à lui est revu à la baisse. Ceci s'explique notamment par le fait que les données introduites dans ce module sont de qualité moyenne et que n'apportant qu'un faible apport à la contribution à l'impact, cette dernière se trouve relativement plus faible que celles des autres sous-systèmes.

L'observation de l'apport de la seconde collecte d'informations, ICV C est toute autre. Considérant le potentiel de réchauffement climatique, la collecte additionnelle n'entraîne aucune modification significative des contributions. L'impact augmente certes mais le pool de données additionnel distribue son potentiel d'impact de façon homogène entre les différents sous-systèmes. L'indice de qualité quant à lui tend à se stabiliser. Les données introduites n'ont par conséquent ni modifier la distribution des contributions, ni engendré de dégradation de qualité majeure pour les modules respectifs.

Si l'on considère la toxicité humaine, les contributions ont subies des transformations plus profondes. Ainsi le module de CO prend un plus d'importance et voit sa contribution évoluer de 20 à 40% de l'impact total. Le module de COCl₂ bâti en partie sur le module de CO en profite également et voit sa contribution gagner environ cinq points. Les données additionnelles comptant pour le module de méthanol quant à elles ne sont pas assez influentes pour compenser l'impact du CO et par conséquent la contribution globale du module diminue.

L'observation des indices de qualité illustre cependant le fait que les données introduites dans le module de monoxyde de carbone sont de faible qualité. A indice de qualité constant pour les données ajoutées, l'indice de qualité du module aurait du évoluer dans le même sens que la contribution. Or cet indice se dégrade rapidement et façon importante. La cause de cette évolution n'est autre que la faible qualité de ces données.

Enfin notons l'évolution de l'indice de qualité du macro-système de production de DMC en rouge. Malgré les modifications de contributions observées au même titre que les évolutions d'indices de qualité des sous-systèmes, celui-ci demeure constant. Ceci s'explique par le fait que les ajouts d'informations successifs ne concernaient en aucun cas les données régissant le niveau 0. Par conséquent ces dernières ont tamponné les variations d'indices de qualité des sous-systèmes de rang N-1 et N-2 évitant la dégradation de l'indice global.

6.5. Conclusion

Les résultats de l'expérimentation illustre le caractère dynamique de l'approche. L'ajout de toute information dans le système influence directement les contributions impact spécifique et les indices de qualité des systèmes. L'observation de ces variations met également en exergue la possibilité pour le praticien de déterminer l'influence de toute information additionnelle sur ces deux paramètres. En conséquence ces résultats valident le fait que l'analyste peut orienter et distribuer l'effort de collecte en connaissance de cause. Une telle analyse permet notamment de déterminer si des données de faible qualité et faiblement contributives méritent de faire l'objet de collecte complémentaire. Enfin, l'observation des systèmes de différents niveaux valide le fait que les informations de rang supérieur sont les plus influentes. L'analyse respective des évolutions des indices de qualité des modules de CO, de COCL2 et de DMC montre une inhibition croissante du signal de dégradation de l'indice, depuis le système de rang inférieur vers le système de rang 0.

7. Expérimentation 3 : implémentation de la méthodologie

7.1. Objectif

La troisième et dernière expérimentation a pour objet l'implémentation et la validation de la méthodologie développée dans le chapitre 3. A partir de l'observation des résultats fournis respectivement par les analyses qualitative et quantitative, nous positionnons les choix de conception du nouveau procédé Topcombi comparativement à deux alternatives de productions existantes. La qualité des résultats estimée par l'analyse de la qualité des données intégrées au modèle, couplée à l'évaluation quantitative de l'incertitude, devrait permettre de déterminer si le nouveau procédé en l'état, garantit une performance environnementale supérieure à celles des deux alternatives existantes.

7.2. Analyse qualitative des jeux de données

Voir Chapitre 3 – Section 3.4.3.

Les données des cinq ICV représentatifs des cinq procédés ont fait l'objet d'une cotation s'appuyant sur l'observation des méta-données. Une analyse de contribution est alors établie pour les quatre catégories d'impacts retenues pour l'analyse : le potentiel de réchauffement climatique (GWP kg CO₂ eq), la consommation de ressources abiotiques (AD kg Sb eq), la toxicologie humaine (HT kg 1,4 DB eq) et enfin la toxicologie sur l'environnement (ET kg 1,4 DB eq). L'évaluation environnementale implémente l'éco-indicateur CML 2001 pour quantifier les impacts.

Les croisements des contributions impacts spécifiques respectives et des indices de qualité donnent lieu à la caractérisation des inventaires représentatifs de systèmes et sous-systèmes. L'établissement de l'indice de qualité globale répond aux modes de calcul proposés dans le chapitre 3.

7.2.1. Validation de l'inventaire

Voir Chapitre 3 – Section 2.3.5.

Comme nous le préconisons dans la méthodologie, chaque donnée a été cotée en temps réel. Avant de valider chacune des informations, nous confrontons les scores de pedigree aux objectifs de collecte établis durant la phase d'orientation. Rappelons que les objectifs de collecte définis sont les suivants :

Données de niveau 0 : [1 ; 0,75 ; 0,75 ; 1 ; 1]

Données de rangs inférieurs : [0,75 ; 0,75 ; 0,75 ; 1 ; 1]

Ces valeurs peuvent se traduire par les caractéristiques suivantes. Les données doivent être représentatives du procédé étudié, données issues de l'entreprise, elles doivent couvrir la zone d'étude à savoir les pays où sont implantés les sites de production. Le facteur temporel optimal quant à lui correspond à une période de 6 ans entre le début de l'étude (fin 2005 en l'occurrence) et la date de représentativité de l'information. Nous recherchons également à obtenir une complétude de bonne facture mais sachant que les données sont difficiles à obtenir, nous nous satisferons de petits échantillons collectés sur des périodes d'évaluation suffisamment longues pour rendre de compte du fonctionnement du procédé. Enfin l'indice de représentativité recherché sera variable entre les procédés existants et le nouveau procédé. Ainsi nous recherchons des données mesurées pour les données du niveau 0. De telles données sont peu disponibles pour les procédés existants. Aussi des données issues d'hypothèses et de rapports antérieurs seront recherchées pour ces derniers. Enfin les données des systèmes sous-jacents n'étant pas maîtrisées par le commanditaire, des mesures et des données basées sur des hypothèses seront jugées acceptables.

7.2.2. Cartographie d'ICV

Voir Chapitre 3 – Section 3.4.3

Une cartographie de l'inventaire est donc réalisée à partir de la cotation de chaque donnée. A partir de la cartographie, il est possible de déterminer les données pour lesquelles il existe un défaut de qualité. Le tableau 22 fournit un exemple de cartographie d'inventaire. Celui-ci est caractéristique de la production EniChem. Notons qu'aucune donnée n'est valide si l'on s'en tient aux objectifs de qualité.

A ce stade de l'évaluation un choix est donc à opérer. En effet soit les données sont compatibles avec les objectifs de collecte, soit elles ne le sont pas auquel cas une nouvelle campagne de recherche est à initier. Dans notre cas, les données analysées ont déjà fait l'objet de collectes additionnelles. Malgré tout les critères de qualité recherchés ne sont pas satisfaisants. Pour autant, les données collectées sont les données accessibles les plus représentatives à ce jour. En conséquence nous poursuivons l'analyse et l'évaluation en connaissance de cause.

Bien que certaines données soient manifestement de faible qualité, il serait intéressant de déterminer si elles ont une influence marquée sur le résultat final de l'ACV.

Pour répondre à cette interrogation nous effectuons une analyse de contribution impact spécifique pour les catégories mentionnées plus haut. Outre le fait de déterminer les éléments les plus contributifs aux catégories d'impacts environnementaux, cette analyse nous permettra de propager un indice de qualité de proche en proche afin de déterminer la qualité des sous-systèmes et du système global. L'observation de l'indice de qualité nous permettra d'attribuer à chaque donnée un potentiel de dégradation de la qualité du résultat.

	donnée	R	C	Ctp	Cs	Ct
Processus	CO					
Inputs	Chemical plant	0,25	0,00	1,00	1,00	1,00
	Electricity MV	0,50	0,50	1,00	1,00	1,00
	Heavy fuel	0,50	0,00	1,00	1,00	1,00
Airbrone emissions	Heat waste	1,00	0,50	1,00	1,00	1,00
Processus	O2					
Inputs	Elect	0,50	0,25	1,00	1,00	0,25
	Air separation	0,00	0,00	1,00	0,50	0,50
	Rail	0,50	0,25	1,00	1,00	0,25
	H2O	0,50	0,25	1,00	1,00	0,25
Airborne emissions	Heat waste	0,50	0,25	1,00	1,00	1,00
Processus	N2					
Inputs	Elect	0,50	0,25	1,00	1,00	0,25
	Air separation	0,00	0,00	1,00	0,50	0,50
	Rail	0,50	0,25	1,00	1,00	0,25
	H2O	0,50	0,25	1,00	1,00	0,25
	Heat waste	0,50	0,25	1,00	1,00	1,00
Processus	CH3OH					
Inputs	Natural gas HP	0,75	0,50	0,75	0,50	1,00
	Natural gas DZ	0,75	0,50	0,75	0,50	1,00
	Natural gas furnace	0,75	0,50	0,75	0,50	1,00
	Electricity	0,50	0,50	0,75	0,50	1,00
	water deioised	0,50	0,50	0,75	0,50	1,00
	Aluminium	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	copper	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	zinc	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	nickel	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	molybdenum	0,25	0,00	0,50	0,50	0,00
	methanol plant	0,75	0,50	1,00	0,50	0,50
	water cooling	0,75	0,50	0,50	0,50	0,25
airborne emissions	heat waste	0,50	0,50	0,75	0,50	0,25
	NO2	0,75	0,50	0,75	0,50	0,00
	SO2	0,75	0,50	0,75	0,50	0,00
	CH4	0,75	0,25	1,00	0,50	0,25
	CH3OH	0,75	0,25	1,00	0,50	0,25
waterborne emissions	heat waste	0,50	0,50	0,75	0,50	0,25
	COD	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	BOD5	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	DOC	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	TOC	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	AOX	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	formaldehyde	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	CH3OH	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	phénol	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	suspended solids	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	chloride	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
	Phosphore	0,50	0,00	0,75	0,50	0,25
Processus	DMC	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00
Inputs	qCO	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00
	qO2	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00
	qN2	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00

	qCH3OH	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00
	qElect	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00
Airborne emissions	CO	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00
	CO2	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00

Tableau 22 : Cartographie de l'ICV EniChem. Les données colorées présentent des défauts de collecte compte tenu des objectifs de collecte

7.3. Analyse de contribution

Voir Chapitre 3 – Section 4.1.

L'analyse de contribution est réalisée sur la base d'une évaluation environnementale impact spécifique. Par cette analyse nous déterminons les flux les plus contributifs aux impacts considérés. Nous effectuons cette évaluation à l'aide de l'éco indicateur CML 2001. Ce choix se justifie pour plusieurs raisons. D'une part, nous cherchons à comparer les alternatives sur la base de leurs valeurs d'impacts absolues. D'autre part, l'évaluation porte sur les catégories d'impacts et non sur les dommages environnementaux. Enfin l'évaluation a été définie de sorte à fournir une évaluation par catégories d'impacts environnementaux. Par conséquent les indicateurs qualifiés dits « distance-to-target », définissant un seuil d'impact acceptable au-delà duquel l'alternative présente une dégradation de la performance environnementale, sont exclus. De la même façon, les indicateurs fournissant les résultats sous forme de dommages et de scores uniques sont également exclus. Afin d'affiner le choix de l'indicateur nous avons également mis en jeu la zone géographique d'étude à savoir l'Europe Occidentale. Ainsi des indicateurs tels que TRACI représentatif de l'Amérique du Nord ont également été exclus. Finalement le choix s'est porté sur CML 2000, indicateur Européen présentant les catégories d'impacts que nous cherchons à évaluer.

Nous avons défini l'indice de qualité des systèmes comme étant la combinaison de l'indice de qualité des données et de leurs contributions respectives aux impacts environnementaux. Cette analyse de contribution va donc nous permettre de propager les indices de qualité de façon cohérente et de déterminer l'indice de qualité globale du macro-système.

Le tableau 23 illustre cette phase d'analyse de contribution. Les éléments constitutifs de la modélisation du procédé EniChem les plus contributifs y sont mis en avant.

Considérant le potentiel de réchauffement climatique, le procédé de synthèse de DMC, les consommations électriques et la production de gaz naturel alimentant la production de méthanol sont responsables de près de 85 % de l'impact. L'observation de l'écotoxicité sur l'homme quant à elle, présente des contributions plus distribuées entre les différents processus. Ainsi l'impact est essentiellement dû à des processus de rang N-2, alimentant les procédés de synthèse des réactifs à savoir le monoxyde de carbone et le méthanol. Notons également que la structure de production de méthanol (chemical plant) présente une contribution significative.

processus	GWP	HT	ET	AD
Total	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
Air separation	0,01%	0,10%	0,02%	0,00%
Al oxide	0,01%	0,05%	0,01%	0,01%
CO				
Chemical plant	1,93%	22,54%	8,35%	1,01%
Cl2 - Diaphragm cell	0,26%	0,46%	0,43%	0,13%
Cl2 - Membrane cell	0,23%	0,42%	0,41%	0,11%
Cl2 - Mercury cell	0,69%	1,17%	6,02%	0,34%
CL2 - mix				
Copper oxide	0,01%	0,99%	0,28%	0,00%
DMC Prod	15,02%			
Electricity	47,71%	35,26%	68,70%	24,20%
Heavy fuel	7,25%	22,05%	8,56%	27,21%
Heavy fuel Ind furnace	0,02%	0,05%	0,11%	0,01%
cracking	0,05%	0,00%	0,00%	0,07%
H2				
H2 from CL2	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%
CH3OH plant	0,04%	1,09%	0,36%	0,02%
CH3OH	0,86%	0,03%	0,00%	
Mo	0,00%	0,06%	0,03%	0,00%
NG onshore DZ	1,51%	0,54%	1,06%	21,69%
NG Ind furnace	0,06%	0,03%	0,01%	0,04%
NG Ind furnace low nox	20,59%	11,53%	4,53%	12,03%
NG HP	3,70%	3,39%	0,90%	13,09%
Ni	0,01%	0,13%	0,05%	0,00%
O2				
Steam				
H2O	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Rail	0,01%	0,01%	0,01%	0,00%
Lorry	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%
H2O deionised	0,03%	0,05%	0,08%	0,01%
Zn	0,00%	0,03%	0,06%	0,00%

Tableau 23 : Analyse de contribution pour les processus constitutifs de l'ICV EniChem

7.4. Evaluation de la qualité du macro-système

7.4.1. Etablissement des diagrammes de propagation de l'indice de qualité

Voir Chapitre 3 – Sections 4.2.1 et 4.2.2

Les résultats de cotation des données et de l'analyse de contribution nous permettent d'évaluer l'ICV complet et de mesurer un indice de qualité globale. Ce dernier est construit en agrégeant les scores qualitatifs de chaque donnée selon leur contribution à l'impact. La clef d'agrégation hiérarchise les critères d'évaluation selon leur influence sur la qualité globale de la donnée et leur attribue un facteur de pondération en conséquence. Cette clef d'agrégation est présentée en chapitre 3. L'indice est propagé de proche en proche depuis le rang N-3 jusqu'au système de rang 0. Les figures 38 et 39 illustrent ces phénomènes de propagation présentés auparavant dans le chapitre 3.

Les diagrammes permettent d'identifier les données responsables de la dégradation de l'indice de qualité. Chaque donnée est caractérisée par sa contribution à l'impact, exprimée en pourcentage de l'impact total et par son indice de qualité compris entre 0 et 1. Le monoxyde de carbone noté CO par exemple, contribue pour plus de 40% à l'impact total et présente un indice de qualité de 0,719. Cet indice traduit une qualité relativement élevée.

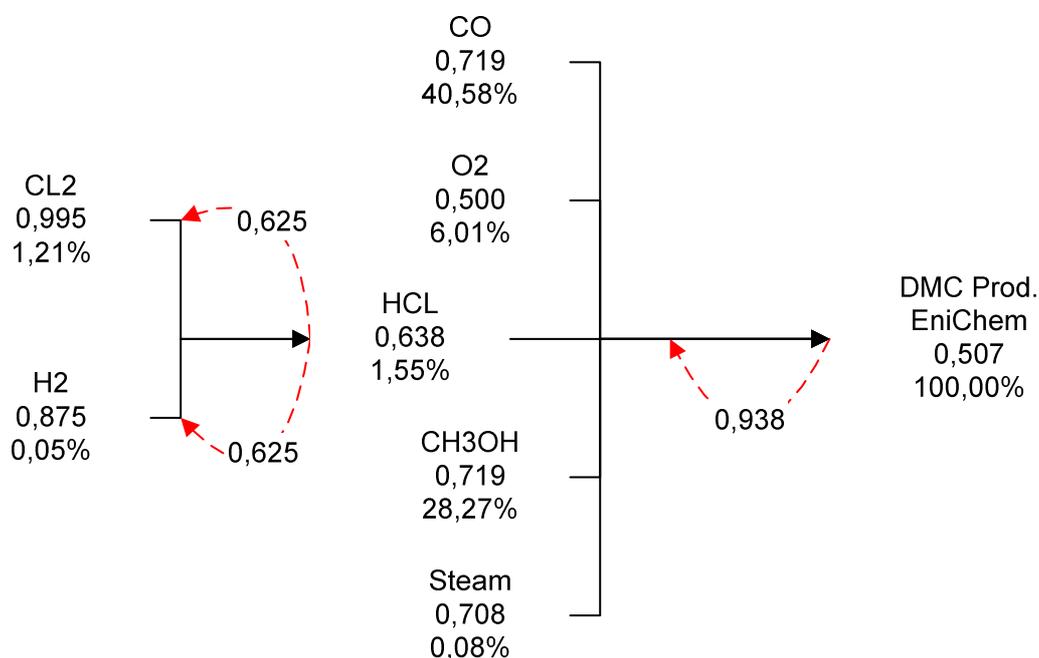


Figure 38 : Propagation des indices de qualité. Evaluation du procédé EniChem pour le GWP

L'observation du diagramme relatif au potentiel de réchauffement climatique pour la production EniChem (figure 38), permet d'identifier la ou les données responsables de la dégradation de l'indice de qualité. Prenons l'exemple de la production d'acide chlorhydrique

(HCL). Celui-ci est construit en faisant intervenir les ICV de production de Chlore (Cl₂), d'Hydrogène (H₂) et les données de consommation de ces réactifs. Les deux inventaires sous-jacents sont de bonne facture, 0,995 et 0,875 respectivement pour le Chlore et l'Hydrogène. Cependant le module HCL présente une dégradation marquée de l'indice (0,638). Celle-ci peut être attribuée à la qualité de données caractéristiques des consommations de réactifs.

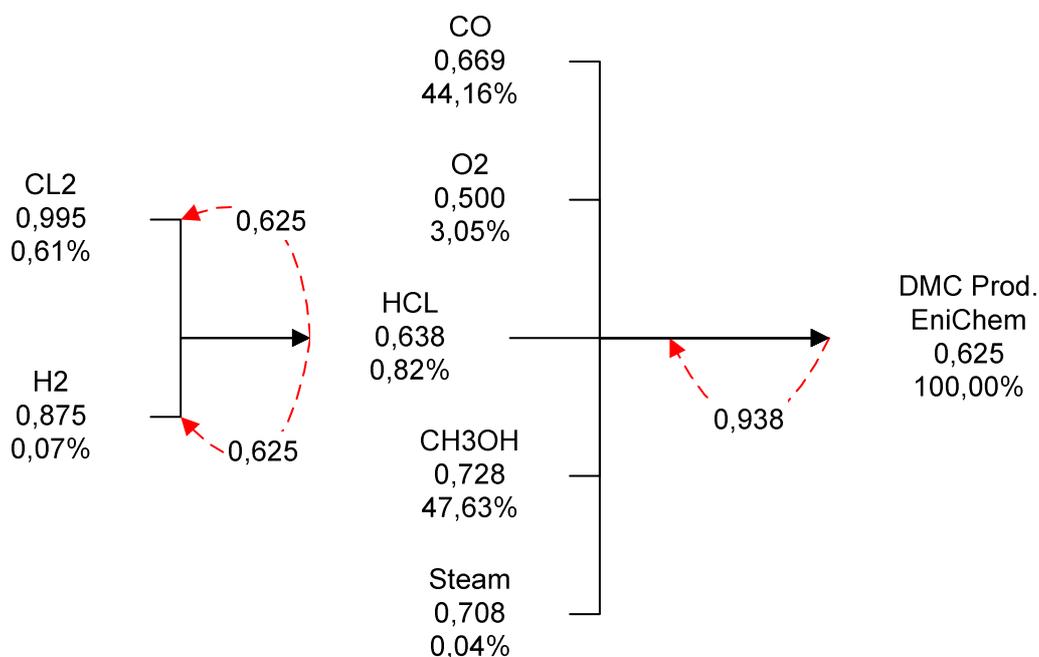


Figure 39 : Propagation des indices de qualité. Evaluation du procédé EniChem pour la consommation de ressources abiotiques

7.4.2. Synthèse des indices de qualité pour chaque alternative

Voir Chapitre 3 – Section 5.1.1.

L'indice de qualité globale a été mesuré pour chaque alternative et pour chaque catégorie d'impacts. Les résultats respectifs sont présentés dans le tableau 24.

	GWP	HT	ET	AD
DMC (phosgène)	0,685	0,696	0,706	0,657
DMC (EniChem)	0,507	0,578	0,569	0,625
DEC (Maïs)	0,668	0,690	0,718	0,673
DEC (betterave)	0,586	0,616	0,509	0,617
DEC (canne à sucre)	0,553	0,691	0,717	0,587

Tableau 24 : Synthèse des indices de qualité globale pour les cinq alternatives et pour chaque catégorie d'impacts

L'observation de ces résultats met en avant, d'une part une disparité de qualité d'un inventaire à l'autre mais également une disparité parfois marquée au sein d'un même

inventaire selon la catégorie d'impact considérée. La première observation trouve son explication dans la qualité des données collectées pour compiler l'inventaire. Quant à la seconde, elle met en jeu la contribution des données à la catégorie d'impacts considérée. A l'exception de la production de DEC à partir de betteraves sucrières, il apparaît que les données contributives à l'écotoxicité sur l'environnement sont de meilleure qualité que les données contribuant aux autres catégories d'impacts.

7.4.3. Discussion des indices de qualité mesurés

Afin de rendre les résultats d'analyse qualitative plus explicite, nous avons positionné les valeurs d'indice sur une échelle de qualité comme suit :

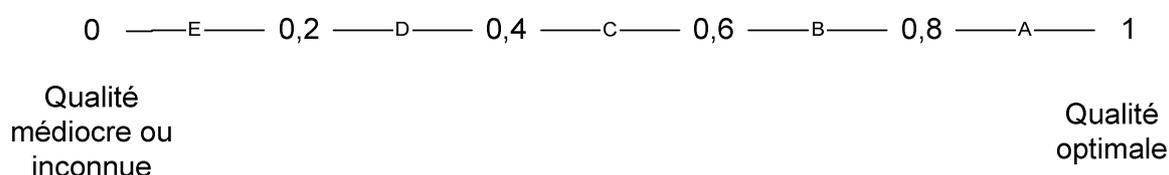


Figure 40 : Positionnement des indices de qualité sur une échelle de qualité

Les indices de qualité globale sont positionnés sur une échelle qualitative de A à E. A correspond à une qualité optimale et E correspondant à une qualité d'inventaire médiocre ou inconnue. Au regard de cette transcription le tableau 25 prend la forme suivante :

	GWP	HT	ET	AD
DMC (phosgène)	B	B	B	B
DMC (EniChem)	C	C	C	B
DEC (Maïs)	B	B	B	B
DEC (betterave)	C	B	C	B
DEC (canne à sucre)	C	B	B	C

Tableau 25 : Positionnement des inventaires de chaque alternative et pour chaque catégorie d'impact sur une échelle qualitative

L'exploitation du tableau, fait apparaître les disparités inter et intra-procédé relatées par l'analyse qualitative. L'inventaire correspondant à la référence (DMC à partir de phosgène) est de bonne qualité et nous fournit donc des résultats d'analyse environnementale fiables. L'inventaire du procédé EniChem soufre, quant à lui, de certains défauts de qualité diminuant de fait la fiabilité des résultats correspondants. Enfin les inventaires représentatifs du nouveau procédé sont distribués entre des indices de qualité élevée et de qualité plus moyenne. L'observation des diagrammes de propagation et des tableaux de cotations des

données mettent en avant une bonne qualité des inventaires pour les réactifs entrant dans la synthèse de DEC. Cependant cette qualité est largement dégradée, une fois propagée jusqu'au système de rang 0. Ceci s'explique essentiellement par la qualité moyenne des données traduisant les consommations de ces réactifs. Les données étant issues de mesures de laboratoires, elles ne sont pas représentatives d'un fonctionnement à échelle industrielle sur une période de temps adéquate. Les critères de qualité de complétude et relatifs au mode d'acquisition ne sont pas optimum. Enfin les données de moyenne qualité étant positionnées sur un système de rang 0, leur influence sur l'indice de qualité globale est optimale. La validation des données de consommations de réactifs, de par l'amélioration des indices de complétude et d'acquisition, conduirait à une qualité mesurée très élevée et donc à des résultats d'analyse très fiables.

7.5. Identification des défauts de qualité en regard des objectifs de collecte

Voir Chapitre 3 – Sections 4.3. et 5.2.

L'indice de qualité, que ce soit pour les ICV de systèmes sous-jacents ou pour le système global, apporte certes un regard critique sur la fiabilité du résultat final mais ne décrit pas la distorsion existante entre la qualité d'ICV attendue et la qualité d'ICV obtenue. Or sachant que les objectifs de l'analyse gouvernent le degré de qualité recherché, il serait intéressant de déterminer si les objectifs de qualité sont satisfaits.

Pour ce faire, nous établissons un profil de qualité représenté par l'écart normalisé entre l'indice de qualité obtenu et l'indice de qualité recherché. Celui-ci est estimé selon la relation suivante :

$$\text{Profil} = \frac{IQ_{\text{obtenu}} - IQ_{\text{recherché}}}{IQ_{\text{recherché}}}$$

Rappelons que la valeur de ce profil appartient à l'intervalle [-1 ; +1], une valeur négative illustrant un défaut de qualité et une valeur positive un effet de sur-qualité. La valeur de profil idéalement recherchée est donc de zéro, les données collectées présentant exactement le profil de qualité recherché.

Ces profils ont été établis pour l'ensemble des données d'ICV représentatifs de chaque alternative de production. Nous présentons les résultats observés pour la production de DMC EniChem dans les diagrammes suivants (figures 41 et 42).

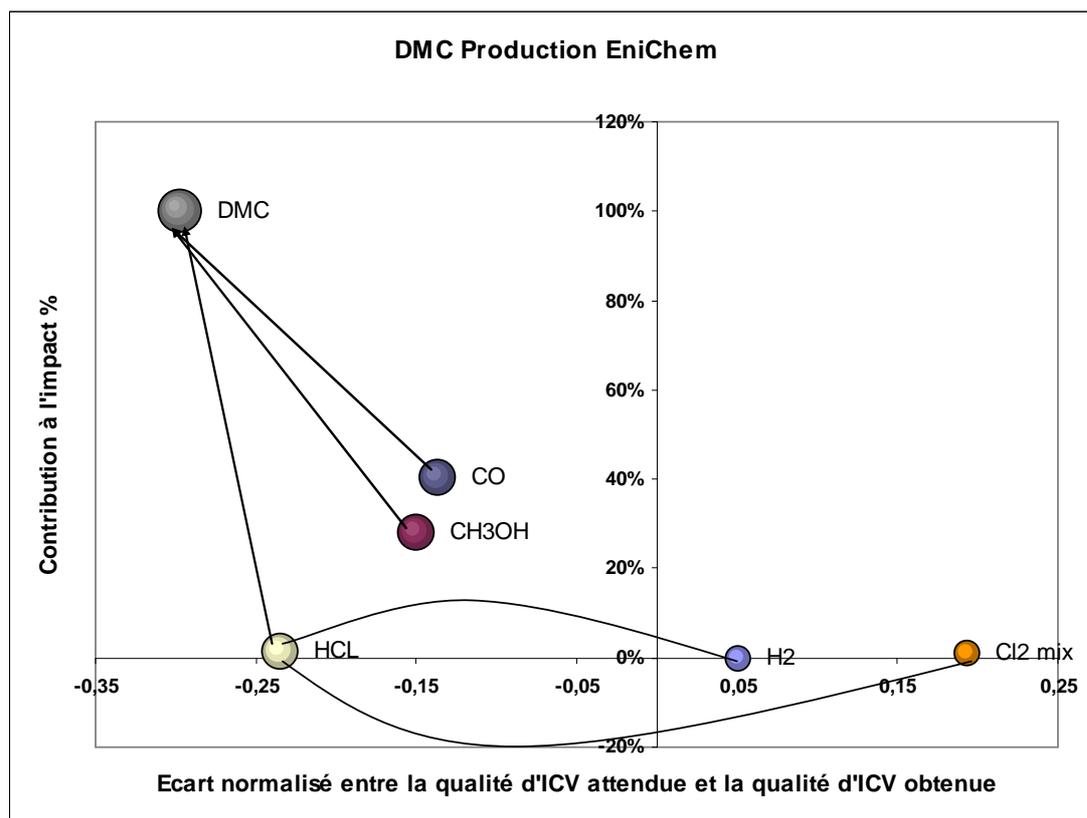


Figure 41 : Positionnement des ICV constitutifs du macro-système de production de DMC EniChem en fonction de leur contribution à l'impact et de leur profil de qualité

La figure 41 positionne les systèmes constitutifs en fonction de leur contribution à l'impact et de l'écart de qualité normalisé. Idéalement, les données doivent se superposer à l'axe des ordonnées garantissant ainsi l'obtention de résultats de haute qualité. L'observation de la figure 41 dénote par exemple deux défauts de collecte. Les systèmes HCL, CO, CH3OH et DMC d'une part sont caractérisés par un déficit de qualité par rapport aux objectifs. Les modules H2 et Cl2 quant à eux présentent un phénomène de sur-qualité. Considérant que ces défauts peuvent être évités par une évaluation en temps réel et que la qualité présente un coût, l'effort de collecte a été mal réparti et n'a pas conduit à une collecte efficace.

La figure 42 quant à elle définit une cartographie de l'inventaire sur la base de l'écart de qualité normalisé. Elle fournit un aperçu synthétique des distorsions de collecte. Notons que cette représentation met en jeu les scores de qualité idéalement recherchés et les contributions respectives de données à la catégorie d'impact considérée. A nouveau on peut observer que malgré des défauts de qualité majeurs pour les éléments constitutifs du module de méthanol (Zi, Mo, Cu, Ni par exemple), l'écart de qualité normalisé pour ce système n'est pas aussi important qu'attendu.

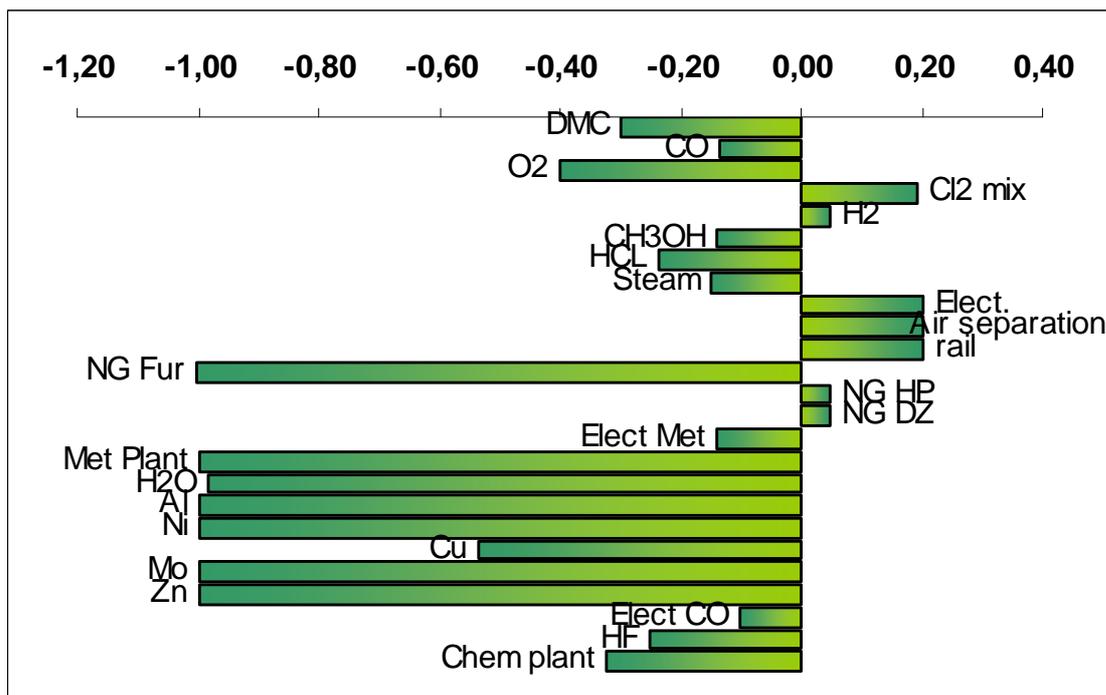


Figure 42 : Représentation de l'écart normalisé entre la qualité d'ICV attendue et la qualité d'ICV obtenue pour les données représentatives du procédé de synthèse de DMC EniChem

L'implémentation de l'analyse qualitative permet certes d'évaluer la qualité du macro-système et des sous-systèmes et d'identifier les données les plus influentes d'un point de vue qualitatif et environnemental mais ne peut en aucun cas déterminer si les différences d'impacts observés entre les différentes alternatives de production sont significatives.

Pour répondre à cette question nous faisons appel à une analyse quantitative basée sur l'implémentation de simulations de Monte Carlo.

7.6. Evaluation quantitative

Voir Chapitre 3 - Section 6

L'évaluation environnementale est réalisée pour les 5 alternatives de production. Celle-ci est menée à l'aide de l'éco-indicateur CML 2001. Les premiers résultats sont présentés en figure 43 et tableau 26.

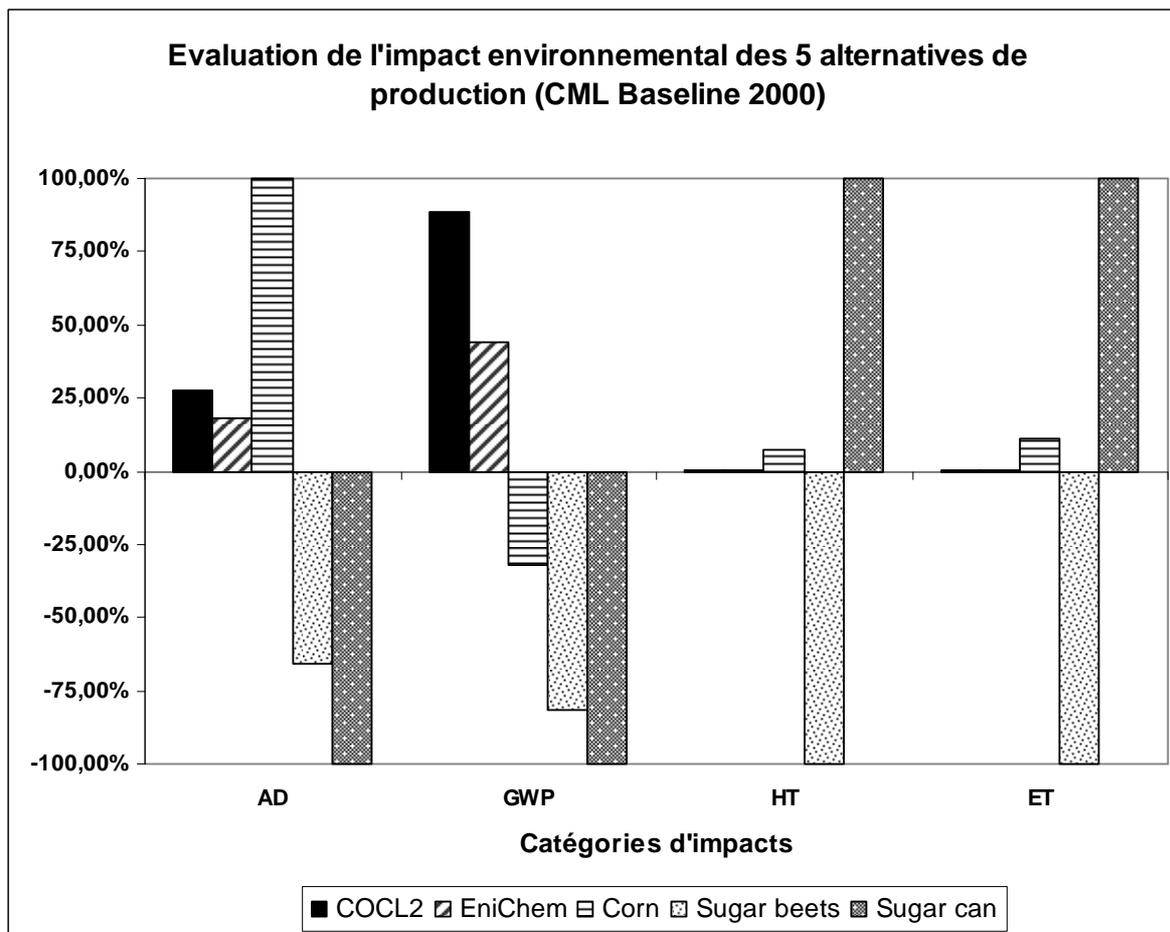


Figure 43 : Evaluation environnementale des cinq alternatives de production de DMC ET DEC pour les quatre catégories d'impacts considérées

Impacts	Units	COCL2 based DMC (ref)	EniChem	DEC Sugar beets	DEC Sugar can	DEC corn
Abiotic depletion	kg Sb eq	0,00%	-25,77%	686,80%	992,76%	-261,17%
Global warming (GWP100)	kg CO2 eq	0,00%	-12,65%	3505,07 %	4268,09%	1437,08%
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	0,00%	31,13%	558,37%	17106,82%	1165,81%
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0,00%	69,67%	4225,61 %	19631,01%	2056,77%

Tableau 26 : Evaluation du gain environnemental potentiel de chaque alternative par rapport à l'alternative de référence. Les valeurs négatives traduisent un impact supérieur à celui de la référence alors qu'une valeur positive traduit un gain de la performance environnementale

7.6.1. Observation

Le procédé de synthèse de DMC à partir de phosgène fournit le procédé de référence. Le procédé EniChem représente la seconde alternative de production existante. Enfin trois scénarios de production sont évalués pour le nouveau procédé de synthèse de DEC. A ce stade de développement, les réactifs nécessaires à la synthèse ont été identifiés et des mesures en laboratoire ont permis de déterminer les émissions potentielles. La

consommation énergétique et les infrastructures sont exclues de l'analyse, celles-ci n'ayant pas été déterminées à l'heure de l'évaluation. Cependant plusieurs sources d'approvisionnement sont actuellement disponibles pour les réactifs. Les trois scénarios définis sont évalués afin de déterminer une source d'approvisionnement préférentielle. L'analyse porte sur la production de bio-éthanol. Nous considérons donc dans cette évaluation une production par fermentation et distillation à partir de maïs réalisée aux Etats-Unis, une fermentation et distillation à partir de canne à sucre réalisée au Brésil et enfin une production européenne basée sur l'exploitation de betteraves sucrières.

7.6.2. Interprétation

La figure 43 présente l'évaluation environnementale des cinq alternatives retenues. Les résultats sont relativement variables d'une alternative à une autre et d'une catégorie d'impact à une autre. Les résultats sont largement en faveur des alternatives bio si l'on ne considère que le potentiel de réchauffement climatique. L'observation des autres catégories d'impact contraste quelque peu ce résultat préliminaire. Ainsi l'utilisation de maïs pour la production d'éthanol apparaît comme une alternative mitigée compte tenu du fait que son impact environnemental est supérieur à celui de la référence pour trois catégories d'impact sur quatre. De la même façon une production d'éthanol à partir de canne à sucre offre de larges perspectives d'amélioration de la performance environnementale si l'on se restreint à l'évaluation du potentiel de réchauffement climatique et à la consommation de ressources abiotiques. Pour ce qui est des deux autres postes environnementaux, cette alternative est de loin la plus impactante.

A priori, la dernière alternative à base de betterave semble la plus judicieuse. Bien qu'elle n'engage pas de gains environnementaux spectaculaires, il s'agit de la seule alternative qui présente un gain de performance pour chaque catégorie d'impact.

7.6.3. Validation des résultats préliminaires : propagation des incertitudes par simulations de Monte Carlo.

Voir Chapitre 3 - Section 6

Comme nous l'avons stipulé plus en avant, il est difficile d'établir une représentation par une fonction mathématique pour des échantillons de très petites tailles ou des données dont le mode d'acquisition ou la procédure d'agrégation est inconnue. Par conséquent nous implémentons cette approche quantitative à partir des données présentant une fonction de distribution définie par le fournisseur ou définie à partir de la bibliographie. Les données de

niveau N0+1 ne présentant pas d'informations quant à ces fonctions sont supposées vraies et ne se voient attribuer aucune fonction de distribution.

Les données mesurées en laboratoire pour la nouvelle conception sont également soumises à cette hypothèse, ces dernières étant trop peu nombreuses pour donner lieu à un traitement statistique et de fait à l'identification d'une fonction de densité.

Chaque simulation présente un nombre d'itérations de 10000. Ces simulations ont été effectuées pour chaque alternative et pour chaque catégorie d'impact considérée. Les résultats sont présentés dans la figure 44.

L'exploitation de ces résultats contraste l'analyse préliminaire. En effet les alternatives jugées plus performantes que la référence ne présentent pas toujours des différences d'impacts significatives. C'est le cas notamment de l'impact de la production de DEC à partir de maïs pour le réchauffement climatique. Celui-ci est à priori inférieur à celui de la référence or l'observation des distributions statistiques dénote un domaine de variations potentielle de la grandeur au-delà du seuil critique établi par la référence. La conclusion est de fait moins tranchée.

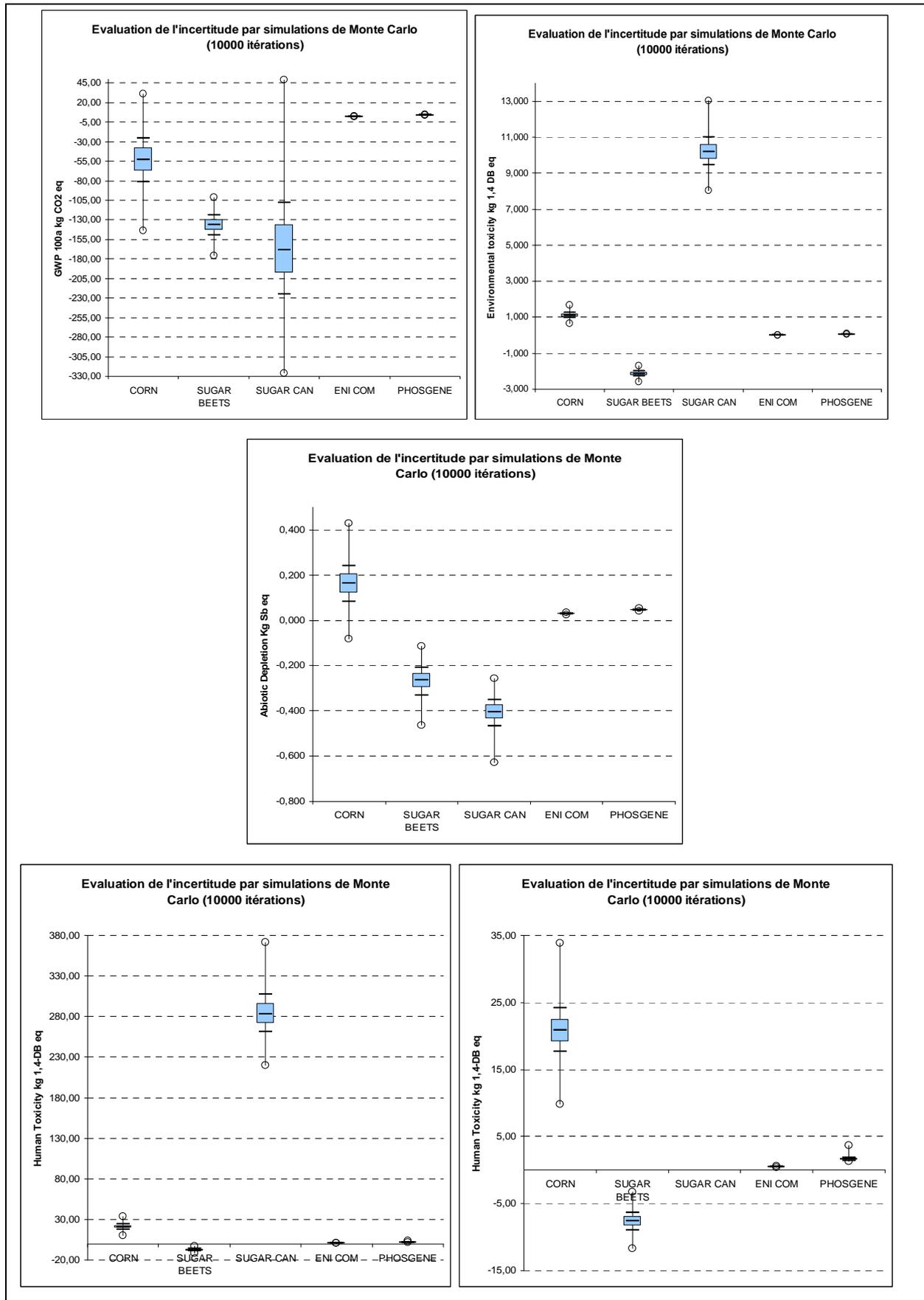


Figure 44 : Représentation des distributions de probabilités évaluées par simulations de Monte Carlo pour chaque catégorie d'impact et pour chaque alternative de production (10000 itérations)

7.7. Positionnement des alternatives

Voir Chapitre 3 – Section 7.

Après les évaluations qualitative et quantitative successives, nous positionnons les alternatives de production par rapport à la référence. Rappelons que cette dernière est une production de DMC à partir de phosgène. Quatre profils environnementaux ont été établis pour chacune des alternatives de production. Nous utilisons le tableau proposé en chapitre 3 pour valider les orientations de conception et notamment d’approvisionnement du procédé. Les résultats sont proposés dans le tableau 27.

Chaque catégorie d’impact est positionnée dans le tableau correspondant à l’alternative à l’étude.

DEC à partir de maïs		Impact référence - Impact Alternative		
		>0	=	<0
Indice de qualité référence - indice de qualité alternative	>0			
	=		GWP	AD ET HT
	<0			
		NOMBRE DE CATEGORIES VALIDES		0

DEC à partir de canne à sucre		Impact référence - Impact Alternative		
		>0	=	<0
Indice de qualité référence - indice de qualité alternative	>0		GWP	
	=	AD		ET HT
	<0			
		NOMBRE DE CATEGORIES VALIDES		1

DEC à partir de betterave		Impact référence - Impact Alternative		
		>0	=	<0
Indice de qualité référence - indice de qualité alternative	>0	GWP ET		
	=	HT AD		
	<0			
		NOMBRE DE CATEGORIES VALIDES		4

DMC EniChem		Impact référence - Impact Alternative		
		>0	=	<0
Indice de qualité référence - indice de qualité alternative	>0	GWP		ET HT
	=	AD		
	<0			
		NOMBRE DE CATEGORIES VALIDES		2

Tableau 27 : Positionnement des alternatives de production de DEC par rapport au procédé de référence au phosgène

Au vue de résultats, il apparaît que l’utilisation de bio-éthanol présente effectivement un avantage considérable comparativement à la référence. En effet les gains environnementaux sont assez conséquents pour ce qui est des catégories d’impacts relatives au potentiel de réchauffement climatique aux consommations de ressources. En revanche un transfert d’impacts est opéré vers les deux autres catégories que sont les toxicités sur l’individu et sur

l'environnement. Ceci est essentiellement du au fait que l'analyse inclus dans le périmètre les ressources nécessaires à la production de bio-ressources. Les pesticides et engrais y contribuent pour une grande partie.

Ceci étant, l'alternative de production de DEC à partir de betterave met en avant un gain environnementale sur l'ensemble de ces catégories d'impacts. Aussi une production exclusive à partir de betteraves sucrière semble être la solution adéquate. De nouveau nous devons contraster ce résultat. Cette production de bioéthanol à partir de betterave ne constitue qu'une petite part de la production mondiale. Nous avons déterminé la part minimale de bioéthanol produit à partir de betterave nécessaire pour garantir un gain environnemental pour les quatre catégories d'impact. Les résultats sont en figure 45.

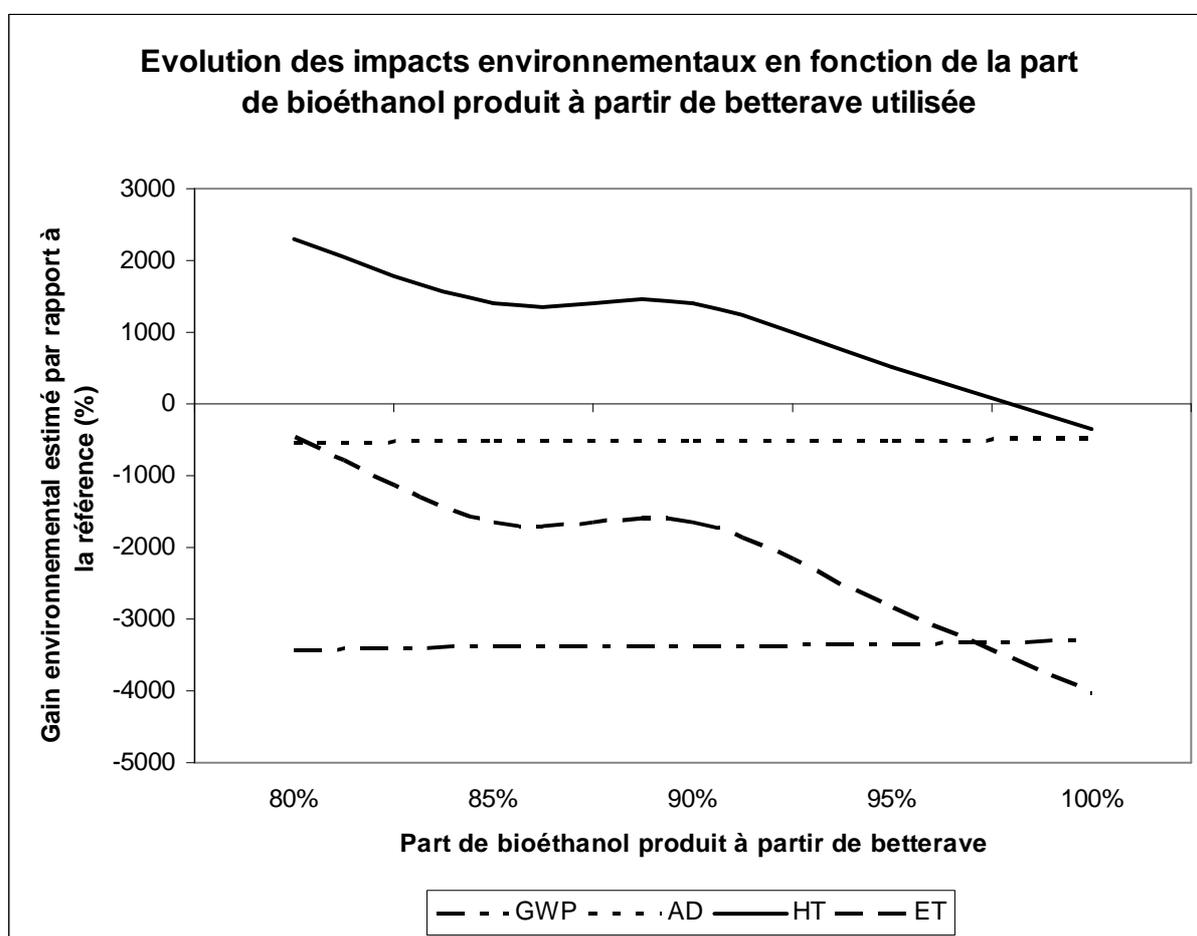


Figure 45 : Evolution de la différence normalisée des impacts entre la référence et une production mixte à partir de canne à sucre et de betterave en fonction de la part de bioéthanol produit à partir de betterave

Pour ce faire nous avons considéré un approvisionnement mixte à partir de bio-éthanol issu de la fermentation de la betterave et de la canne à sucre, alternative la plus impactante pour les catégories liées à la toxicité. Nous avons fait varier la part de bio-éthanol à partir de

betterave dans cet approvisionnement et observé l'évolution de la différence d'impact normalisée.

Il ressort de l'analyse qu'une part de l'ordre de 75% garantit un gain environnemental sur la toxicité environnementale et qu'il nous faut utiliser un mélange à 98% de bio-éthanol issue de la fermentation de betterave pour garantir un gain sur la toxicité humaine.

En conclusion, la validation de la production de DEC TopCombi, en l'état de développement actuel, pour les quatre catégories d'impacts passe obligatoirement par un approvisionnement presque exclusif en bio-éthanol issu de la fermentation de betterave.

Conclusion

Ce chapitre 4 présente trois expérimentations basées sur l'implémentation des propositions réalisées dans le chapitre 3.

La première nous a permis de valider le fait que l'implémentation de l'approche qualitative fournit un support d'aide à la décision dans le cadre du choix de données à inclure dans l'ICV. La deuxième expérimentation traite du caractère dynamique de cette approche et des informations que le praticien peut en extraire. Ainsi nous montrons que tout ajout d'information dans le système se répercute d'une part sur la distribution des contributions à l'impact des éléments constitutifs du système et d'autre part sur la qualité globale de l'analyse. Les résultats mettent l'accent sur les défauts de collecte et estiment leur degré de dégradation de l'indice de qualité globale. Ainsi l'analyste peut à tout moment juger de la pertinence de lancer une nouvelle collecte sur une donnée défectueuse. En effet si le coût de collecte ne justifie pas une amélioration marquée de la qualité du modèle, celle-ci n'a certainement pas lieu d'être.

Enfin l'expérimentation 3 a permis de dérouler l'ensemble de la méthodologie pour l'étude comparative de 5 procédés de synthèse catalytiques. Il en ressort que l'approche mixte combinant une approche qualitative et quantitative de gestion de la qualité et de l'incertitude est judicieuse. Les deux approches étant différentes, les résultats le sont tout autant mais demeurent complémentaires. L'analyse quantitative basée sur la statistique et une propagation des incertitudes par simulations de Monte Carlo éclaire les résultats d'ACV quant aux différences d'écart d'impacts entre les alternatives. L'approche qualitative quant à elle, caractérise l'inventaire de cycle de vie en termes de degré de qualité. L'apport essentiel est l'évaluation de l'influence de l'utilisation d'une donnée sur la modélisation, en terme de contribution à l'impact et de fiabilité de résultat. La combinaison des deux nous a permis d'estimer la fiabilité des résultats de l'ACV comparative des productions catalytiques existantes et développées par TopCombi.

La méthodologie développée répond à la problématique de recherche. D'une part son implémentation permet de déterminer un degré de fiabilité des résultats d'ACV sur la base de l'observation de méta-données facilement accessibles pour l'analyste. Elle fournit en outre un cadre d'orientation et management de la phase de collecte et de construction de l'ICV.

Conclusion Générale et perspectives

La dimension environnementale est aujourd'hui une préoccupation majeure de notre société. Les approches curatives ayant montré leurs limites son intégration passe dorénavant par sa prise en compte dans les processus de conception des produits et procédés. Ce sont les objectifs de l'éco-conception, concevoir dans le respect des principes de développement durable. Pour ce faire différents outils sont à la disposition des concepteurs et décideurs ; l'Analyse de Cycle de Vie est une de ces méthodes.

Cependant certaines limites subsistent et rendent son implémentation restreinte pour certaines applications et notamment en conception. Le chapitre 1 met également en avant certaines limites méthodologiques qui contribuent à décrédibiliser les résultats d'ACV. La non-prise en compte et la mauvaise gestion de l'incertitude en est la limite majeure. Aussi après avoir réalisé l'état de l'art des méthodologies de gestion de la qualité des données et d'évaluation de l'incertitude, il apparaît qu'aucune d'entre elles ne fait consensus. D'autre part certaines contraintes inhérentes aux approches ne facilitent pas leur implémentation. Enfin l'absence d'indicateur de fiabilité des résultats entraîne régulièrement une confusion supplémentaire lors du processus de décision. De ce constat, nous avons dégagé la problématique de recherche. Il est nécessaire de définir une méthodologie de fiabilisation des décisions environnementales dans le cadre de la réalisation des analyses de cycle de vie. Pour ce faire et éviter une consommation de ressources inutiles, l'ACV est suffisamment coûteuse en terme de temps de mise en œuvre, l'approche doit permettre d'optimiser la phase de collecte en regard de objectifs de l'analyse.

Afin de répondre à cette problématique nous avons proposé une méthodologie combinant une approche qualitative de gestion de la qualité des données d'inventaire et une approche quantitative estimant l'incertitude sur les résultats d'ACV.

L'utilisation des simulations de Monte Carlo garantit la propagation des incertitudes de paramètres jusqu'au résultat final Elle nous prévient des conclusions erronées en déterminant la significativité des écarts d'impacts environnementaux établis entre différentes alternatives de production et le système de référence.

L'approche qualitative quant à elle, repose sur l'observation des méta-données caractéristiques des données d'inventaire. Nous considérons qu'une donnée bien que de faible qualité, ne contribue pas systématiquement à la dégradation de la qualité des résultats d'ACV. En effet sa contribution au résultat y joue un rôle majeur. Sur cette hypothèse nous avons développé une méthodologie de propagation des indices de qualité des données aux

inventaires de cycle de vie permettant d'estimer la qualité de l'inventaire complet. Cette approche présente différents apports quant à la gestion de cet inventaire.

D'une part l'observation de ces indices informe l'analyste sur la qualité de sa collecte et permet de déterminer les distorsions entre les données recherchées et les données collectées. D'autre part les résultats et représentations sont à même d'identifier les données de faible qualité dont l'utilisation dégrade la qualité globale du système et donc la fiabilité des résultats. Enfin son caractère dynamique, peut apporter un éclairage supplémentaire quant à la décision d'engager des moyens de collecte additionnels pour accroître la fiabilité des résultats. En effet nous avons montré qu'il est possible de déterminer si l'augmentation de l'indice de qualité d'une donnée contribuera à augmenter celui du résultat final. Dans le cas contraire, peut être n'est il pas judicieux de focaliser les efforts sur cette information.

Enfin cette méthodologie a été expérimentée au travers de trois cas d'étude. Les conclusions peuvent être déclinées comme suit.

L'approche qualitative développée fournit un éclairage sur les choix de données à inclure dans le modèle. Souvent le fait de l'analyste, et donc de ses connaissances et de son expérience, ce choix peut dorénavant être guidé par les caractéristiques propres des données. Nous avons également mis en avant le fait qu'un inventaire ne présente pas un indice de qualité proportionnel à ceux des données constitutives. Autrement dit un inventaire bâti sur des données peu fiables peu tout de même garantir un bon degré de qualité selon l'usage auquel il est destiné.

La méthodologie nous permet également de juger de notre effort de collecte. Par l'observation il est possible de déterminer si celui-ci doit être maintenu pour garantir les objectifs de qualité de collecte recherchés ou bien redistribué au détriment de certaines données. Cet apport est relativement important compte tenu que l'ACV est très souvent décriée pour son caractère consommateur de ressources. A ce constat s'ajoute le fait qu'une donnée de rang supérieur est plus influente sur le degré de qualité du système qu'une donnée de rang inférieur. En conséquence et dans le dessein de garantir une bonne fiabilité des résultats, la qualité minimum d'une donnée peut être corrélée à son rang d'appartenance. Un bon indice de qualité sera donc de rigueur pour les données du système de rang 0, alors que l'utilisation de données génériques pourra être satisfaisantes pour des données de sous-systèmes de rangs inférieurs.

Enfin, et sur la base d'une ACV comparative nous avons établie des règles d'orientation de décisions environnementales. La non-prise en compte des incertitudes et de la qualité des données conduit régulièrement à favoriser un système plutôt qu'un autre sur la seule observation de résultats exprimée en valeurs isolées. La méthodologie, par son apport,

contraint l'analyste à contraster les résultats et à établir si ce dernier est valide ou s'il nécessite un complément d'étude.

De part cette recherche nous avons voulu réduire l'importance des comportements prudents quant aux résultats d'ACV et fournir au praticien un indicateur de fiabilité de ses conclusions.

Limites de l'approche

Les travaux de recherches proposent une approche d'appréhension de la fiabilité des résultats d'ACV. Cependant certaines limites subsistent mettant en péril le bon déroulement de la méthodologie.

La première d'entre elles est relative à l'information elle-même, et à sa validité. Comme nous l'avons exposé, il n'existe pas de données dédiées à l'usage des ACV et celles-ci peuvent être hétérogènes. Qu'il s'agisse de données extraites de rapports environnementaux, de statistiques, d'ACV antérieures ou encore de publications scientifiques, elles s'appuient en général sur des données issues d'autres sources. Par conséquent il serait imprudent d'utiliser une donnée en l'attribuant automatiquement à la source qui la cite. Il convient en effet de retracer le flux informationnel jusqu'à la source originelle afin d'estimer son réel degré de qualité. Ceci induit une collecte rigoureuse de l'information et une vérification systématique des sources d'origines pouvant alourdir considérablement l'approche.

Outre cette étape de collecte, la qualification des données et la propagation des indices de qualité jusqu'aux systèmes de rang supérieur ne sont pas automatisées ce qui contribue également à une consommation de ressources accrue. Cependant l'approche proposée par Ecoinvent est aujourd'hui intégrée à certains logiciels d'ACV. Un développement similaire réduirait de façon conséquente la perte de temps engendrée par la construction des modèles et par la propagation des indices.

L'évaluation de la pertinence des choix de conception présente aussi certaines limites. Dans un premier temps nous avons considéré que l'élévation du niveau de complétude du système entraîne irrémédiablement un impact additionnel. Nous considérons en effet que l'ajout de données dans le modèle alimente le nombre de substances contributives aux différents impacts. Or l'introduction de boucles de recyclage ou de systèmes de valorisation des matières premières secondaires conduisent à la réduction de cet impact. Aussi notre évaluation n'est valable qu'en l'état des connaissances actuelles sur le nouveau procédé et ne fournit qu'une évaluation d'une situation figée dans le temps. Une démarche prospective est donc nécessaire à la validation des évolutions futur système.

D'autre part il est délicat d'établir un seuil de qualité minimum pour le système. Ce dernier dépend essentiellement du devenir des résultats d'ACV et donc des objectifs de l'étude.

Seule l'évaluation de l'écart entre le degré de qualité attendue et le degré de qualité observée nous semble adéquate. Nous avons proposé une intégration sélective des approches qualitative et quantitative dans [Leroy & Froelich 08] en fonction des objectifs visés par l'ACV. Cependant les orientations présentées n'ont pas encore fait l'objet de recherches complémentaires et demeurent axées sur des observations.

Enfin la méthodologie dans son ensemble repose sur l'accessibilité à l'information. Celle-ci n'intègre pas le taux de complétude des flux modélisés. En d'autres termes, l'approche peut conduire à des degrés de fiabilité erronés du fait de ces trous informationnels. A nouveau les résultats de l'analyse ne garantissent un résultat qu'en l'état des connaissances à la date de l'étude.

Certaines des limites exposées ci-dessus, telles que l'accessibilité aux données ou l'évaluation du taux de complétude sont inhérentes au phénomène de modélisation. En revanche d'autres, telles que l'automatisation de la propagation des indices de qualité ou la définition d'un seuil de qualité minimum compte tenu des objectifs d'étude, peuvent certainement faire l'objet de recherches complémentaires. Elles alimentent entre autres, nos perspectives de recherche. Ces dernières sont présentées dans la section suivante.

Perspectives

La méthodologie proposée répond à la problématique en fournissant un outil d'aide à une collecte raisonnée des données d'inventaire garantissant un degré de fiabilité minimum. Néanmoins il semble qu'une recherche complémentaire soit nécessaire pour assurer la robustesse de l'approche. Les points suivants constituent nos perspectives de recherche.

Dans un premier temps, notons que les expérimentations ont été réalisées sur un procédé en cours de développement. L'utilité et l'apport de la méthodologie ont été démontrés lors de ces dernières. Cependant la validation de la méthodologie complète requiert une expérimentation additionnelle jusqu'à industrialisation du procédé. La validité des orientations de conception n'ont aujourd'hui pas été testée et demande un retour d'expérience. De nouvelles données relatives au développement du procédé seront disponibles d'ici peu. Leur intégration dans le modèle fournira sans doute des premiers résultats quant aux choix élaborés et aux prédictions issues de la méthodologie.

D'autre part, la qualification des données et la propagation des indices de qualité ne sont pas automatisés et sont chronophages. Le développement d'un outil générant automatiquement les indices de qualité pour chaque donnée, sous-système et système permettrait l'optimisation de la phase de traitement. Ceci constitue une de nos perspectives majeures.

De même, les indices de qualité des ICV ont été positionnés sur une échelle qualitative. Or il est difficile d'estimer et de se représenter la différence de qualité existante entre deux ICV. Etant basée sur des cotations subjectives, il nous semble judicieux d'améliorer ce positionnement à l'aide de la théorie des ensembles flous afin de « quantifier » cet écart. L'intégration d'une analyse multicritère pourrait également faciliter la hiérarchisation des alternatives de conception en tenant compte du potentiel d'amélioration de la performance environnementale du commanditaire. Ceci étant, une telle approche requiert une stratégie d'entreprise bien définie face aux impacts environnementaux significatifs.

Enfin la nature même de l'objet à l'étude soulève quelques questionnements. Une approche « cradle-to-gate » a été implémentée. Elle se justifiait de par la nature du produit. Cependant une application de la méthodologie sur un produit plus complexe en terme de données et introduisant d'autres phases de cycle de vie telles que l'usage et la fin de vie serait à envisager. La croissance du nombre de données et donc du nombre de flux à manager risque d'occasionner une distribution élargie des impacts environnementaux entre les flux et donc d'aplanir les écarts de qualité.

Bibliographie

- [AFNOR 00]** Norme XP ISO/TR 14025. Marquage et déclarations environnementaux. Déclarations environnementales de type III. AFNOR, décembre 2000.
- [AFNOR 03]** Norme XP ISO/TR 14062. Management environnemental – Intégration des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produit. AFNOR, janvier 2003.
- [AFNOR 98]** Norme NF EN ISO 14041. Management environnemental. Analyse du cycle de vie – Définition de l'objectif et du champ de l'étude et analyse de l'inventaire. AFNOR, décembre 1998.
- [Aresta & Galatola 99]** Aresta. M., Galatola. M. Life cycle analysis applied to the assessment of the environmental impact of alternative synthetic processes. The dimethylcarbonate case: part 1. *Journal of Cleaner Production* 7 (1999) 181-193
- [Ballivet et al. 06]** Ballivet-Tkatchenko. D., Chambrey. S., Keiski. R., Ligabue. R., Plasseraud. L., Philippe. R., Turunen. H. Direct synthesis of dimethyl carbonate with supercritical carbon dioxide : Characterization of a key organotin oxide intermediate. *Catalysis Today* 115 (2006) 80-87
- [Basson & Petrie 07]** Basson. L., Petrie. J.G. An integrated approach for the consideration of uncertainty in decision making supported by Life Cycle Assessment. *Environmental Modelling & Software* 22 (2007) 167-176
- [Bedford & Cooke 01]** Bedford. T., Cooke. R. Probabilistic risk analysis. Foundations and methods. Cambridge University Press 2001. ISBN: 0-525-77320-2
- [Benetto & Dujet 03]** Benetto. E., Dujet. C. Uncertainty Analysis and MCDA. A case study from the Life Cycle Assessment (LCA) practice. In: *Proceedings of the 57th Meeting of the European Working*

- Group on Multicriteria Decision Aiding Viterbo (ITALY) 27-29 March 2003.
- [Benetto 05]** Benetto E. Analyse de cycle de vie – Réalisation de l'inventaire. G5510. Traité Génie Industriel. Rubrique Environnement. Techniques de l'ingénieur. Octobre 2005
- [Björklund 02]** Björklund A. Survey of Approaches to Improve Reliability in LCA. Int J LCA, 2002, vol. 7 (2), pp. 64-72.
- [Blanc & Labouze 99]** Blanc I., Labouze E. Analyse du cycle de vie. Evaluation de la qualité des données. G5750. Traité Génie Industriel. Techniques de l'Ingénieur. 1999
- [Blouet & Rivoire 95]** Blouet. A., Rivoire. E. L'ecobilan. Les produits et leurs impacts sur l'environnement. Edition Dunod., Paris, 1995. 213p. ISBN :2-10-002126-5
- [Bretz 98]** Bretz. R. SETAC LCA Workgroup : Data availability and data quality. Gate to EHS: Global LCA Village, 1998, pp 1-3
- [Brezet 97]** Brezet, J.C. Ecodesign – A promising approach to sustainable production and consumption. UNEP, United Nations Publication. 1997
- [Brunner & Rechberger 03]** Brunner. P.H., Rechberger.H. Practical Handbook of Material Flow Analysis. Lewis Publisher, CRC Press LLC. 2003 Series name: Advanced Methods in Resource & Waste Management Volume 1. 336 p. ISBN : 1566706041
- [Chevalier & Le Teno 96]** Chevalier. JL., Le Teno. JF. Life cycle analysis with ill-defined data and its application to building products. Int. J LCA 1 (2) 90-96. 1996

- [Chong et al. 00]** Chong. S.C., Dongchan. S., Gyongshilk. W., Joonsung. R., Hoon. S.K., Byung. G.L. The effects of catalyst composition on catalytic production of dimethylcarbonate. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical* 160 (2000) 315-321
- [Ciroth 03]** Ciroth. A. Uncertainty calculation for LCI data: reasons for, against, and an efficient and flexible approach for doing it. *Proceeding of the International Workshop on Quality of Life Cycle Inventory (LCI) data*. Karlsruhe. 2003
- [Ciroth 04a]** Ciroth A., *Uncertainties in Life Cycle Assessment*. *Int. Journal of LCA* 9 (3) 141-142 (2004)
- [Ciroth et al. 04b]** Ciroth A., Fleisher G., Steinbach J. Uncertainty calculation in Life Cycle Assessments. A Combined Model of Simulation and Approximation. *Int Journal of LCA* 9 (4) 216-226 (2004)
- [Cooper & Fava 06]** Cooper. J.S., Fava. J. Life-cycle Assessment. Practitioner survey. Summary of results. *Journal of Industrial Ecology*. Vol 10. N°4. 2006 12-14
- [Coulon et al. 97]** Coulon. R., Camobreco., V. Teulon. H., Besnainou. J. Data quality and uncertainty in LCI. *Int J LCA* 2 (3) 178-182 (1997)
- [Delledonne et al. 01]** Delledonne. D., Rivetti. F., Romano. U. Developments in the production and application of dimethylcarbonate. *Applied Catalysis A: General* 221 (2001) 241-251
- [Dewulf 03]** Dewulf. W. A pro-active approach to Ecodesign : Framework and tools. 2003 - 176 p. - Thèse de doctorat : Leuven, Katholieke Universiteit Leuven : 2003. ISBN : 90-5682-419-8
- [Di Muzio et al. 93]** Di Muzio. N., Fusi. C., Rivetti. F., Sasselli. G. Process for producing dimethyl carbonate. US Patent 5 210 269. Enichem Synthesis S.p.A. May 11, 1993

- [Ecoinvent 07]** Ecoinvent Centre – Swiss Centre for Life Cycle inventories. Frischknecht. R., Jungblut. N., Althaus. H.J., Doka. G., Dones. R., Heck. T., Hellweg. S., Hischier. R., Nemecek. T., Rebitzer. G., Spielmann. M., Wernet. G. Overview and methodology. Data V2.0 (2007) Ecoinvent report N° 1. Dübendorf, December 2007
- [ENEA 04]** Weidema Bo.P., Cappellaro F., Carlson R., Notten P. Palsson A.C., Patyk A., Regalini E., Sacchetto F., Scalbi S. Procedural guideline for collection, treatment, and quality documentation of LCA data. 2004. ENEA. Cascade Project. ISBN 88-8286-110-4. 72 pages
- [EU&C 05]** The European Parliament & the Council. Directive 2005/32/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for Energy-using Products and amending Council directive 92/42/EEC and directives 96/57/EC and 2000/55/EC of the European Parliament and of the Council. PE-CONS 3618/05, Strasbourg, 6 July 2005.
- [Fava 05]** Fava. J. Can ISO Life Cycle Assessment Standards provide Credibility for LCA. Building Design & Construction. Nov 2005. 17-20
- [Finnveden & Möberg 05]** Finnveden G., Möberg A. Environmental systems analysis tools – an overview. Journal of Cleaner Production 13 (2005) 1165-1173
- [Frischknecht et al. 05]** Frischknecht. R., Jungbluth. N., Althaus. H.J., Dones. R., Heck. T., Hellweg. S., Hischier. R., Nemecek. T., Rebitzer. G., Spielmann. M. The ecoinvent database: Overview and Methodological Framework. Int J LCA 10 (1) 3-9 (2005)

- [Froelich et al. 07]** Froelich. D., Haoues. N., Leroy. Y., Renard. H. Development of a new methodology to integrate ELV treatment limits into requirements for metal automotive part design. *Minerals Engineering* 20 (2007) 891-901
- [Funtowicz & Ravetz 90]** Funtowicz. S. O., Ravetz. J.R. Uncertainty and quality in science for policy. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1990. 229 pp. ISBN: 0792307992
- [Grisel & Osset 04]** Grisel. L., Osset. P. L'analyse du cycle de vie d'un produit ou d'un service. Applications et mise en pratique. AFNOR 2004. 357p. ISBN : 2-12-475091-7
- [Gong et al. 07]** Gong. J., Ma. X., Wang. S. Phosgne-free approaches to catalytic synthesis of diphenyl carbonate and its intermediates. *Applied Catalysis A:General* 316 (2007) 1-21
- [Heijungs & Huijbregts 04]** Heijungs. R., Huijbregts. M. A review of approaches to treat uncertainty in LCA. *Proceeding of International Environmental Modelling and Software Society IEMSS 2004*
- [Heijungs 96]** Heijungs. R. Identification of key issues for further investigation on improving the reliability of life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* Vol.4 N°3-4, pp, 159-166, 1996
- [Huijbregts 01]** Huijbregts. M. Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. 2001. 192p. Thèse de Doctorat. Université d'Amsterdam
- [Huijbregts 98]** Huijbregts., M. Application of uncertainty and variability in LCA. Part I: A general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. *Int J LCA* 3 (5) 273-280 (1998)
- [Huijbregts et al. 01]** Huijbregts. M., Norris. G., Bretz. R., Ciroth. A., Maurice. B. Von Bahr. B., Weidema. B, de Beaufort. A. Framework for modelling

data uncertainty in life cycle inventories. Int J LCA 6 (3) 2001
127-132

[ISO 06a] Association française de normalisation. Management Environnemental : Analyse Du Cycle De Vie : Principes Et Cadre. Paris La Défense: AFNOR, 2006, 2006. NF EN ISO14040

[ISO 06b] Association française de normalisation. Management Environnemental : Analyse Du Cycle De Vie : Exigences Et Lignes Directrices. Paris La Défense: AFNOR, 2006, 2006. NF EN ISO 14044

[Janin 00] Janin M. Démarche d'éco-conception en entreprise. Un enjeu : construire la cohérence entre outils et processus. 2000 – 423p. – Thèse de doctorat : Sciences et Techniques : Paris, ENSAM : 2000

[Jolliet et al. 05] Jolliet. O., Saadé. M., Crettaz. P. Analyse de cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Collection Gérer l'Environnement. 2005. ISBN : 2-88074-568-3

[JOUE 03a] Journal Officiel de l'Union Européenne. Directive 2002/95/CE du Parlement Européen et du Conseil du 27 janvier 2003 relative à la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques, L 37/19, 13.2.2003.

[JOUE 03b] Journal Officiel de l'Union Européenne. Directive 2002/96/CE du Parlement Européen et du Conseil du 27 janvier 2003 relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), L37/24, 13.2.2003.

- [JOUE 06]** Journal Officiel de l'Union Européenne. Directive 2006/1907/CE du Parlement Européen et du Conseil du 18 décembre 2006 relative à l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces, OJ L396, 30.12.2006, pp. 1–849.
- [KOE 01]** Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology 2001 John Wiley & Sons, Inc. ISBN: 9780470047484 0470047488
- [Knight & Jenkins 09]** Knight. P., Jenkins. J. O. Adopting and applying eco-design techniques: a practitioner's survey perspective. Journal of Cleaner production 17 (2009) 549-558
- [Kortman et al. 95]** Kortman. J. Berkel van. R. Lafleur. M. Towards and environmental design toolbox for complex products. Proceeding of International Conference on Clean Electronics Products and Technology. 9-11 October 1995, Erlangen, Germany
- [Krinke 06]** Krinke. S. Quality of LCI data: Industry needs, reasons and challenges for the future. International Workshop on Quality of Life Cycle Inventory (LCI) data. Karlsruhe. 2003
- [Labouze et al. 96]** Labouze. E., Roederer. O., Froelich. D. Rating the data quality in life-cycle approach in automotive's LCA. Proceeding of the 6th SETAC Europe Annual Meeting 19-22 may 1996 (Italy)
- [Labouze & Rousseaux 98]** Labouze. E., Rousseaux. P. Evaluation de la qualité des données d'inventaire dans les analyses de cycle de vie. RECORD. Etude N°96-1002/1A et 96-1003/1A mars 1998
- [Le Borgne 98]** Le Borgne. R. De l'usage des analyses de cycle de vie dans l'industrie automobile. 1998. 205p. Thèse de doctorat : Génie Industriel : Paris, ENSAM : 1998

- [Le Petit Robert 96]** Le Nouveau Petit Robert. Dictionnaires Le Robert – Paris. 1993. Edition Juin 1996. ISBN 2-85036-469-X. 2551 pages
- [Le Pochat 05]** Le Pochat. S. Intégration de l'éco-conception dans les PME : Proposition d'une méthode d'appropriation de savoir-faire pour la conception environnementale des produits. 2005 – 289p. – Thèse de doctorat : Génie Industriel : Paris, ENSAM : 2005
- [Leroy et al. 05]** Leroy. Y., Froelich. D., Radulovic. G., Millet. D. Technologic balance of metal recycling from EOL vehicles. Translation of the limits in specifications for car metals part design. Proceeding CIRP. Grenoble 2005
- [Leroy & Froelich 08]** Leroy. Y., Froelich. D. Proposal joint implementation of qualitative approaches to integrate uncertainties while performing life cycle assessment of complex systems. Proceeding of IDMME – Virtual Concept 2008. Beijing, China Oct 8-10, 2008
- [Lewis & Gertsakis 01]** Lewis. H., Gertsakis. J. Design + environment : a global guide to designing greener goods. Ed. Sheffield: Greenleaf. 2001. pp 200. ISBN: 1-87471-943-8. -978-1-87471-943-4
- [Lloyd & Ries 07]** Lloyd. S.M., Ries. R. Characterizing, Propagating, and Analysing Uncertainty in Life-Cycle Assessment. A Survey of Quantitative approaches. Journal of Industrial Ecology. Vol.11, N° 1.2007. 161-179
- [Maurice et al. 00]** Maurice B., Frischknecht R., Coelho-Schwartz V., Hungerbühler K. Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. Journal of Cleaner Production 8 (2000) 95-108
- [Meadows et al. 72]** Meadows. D. H., Meadows. D. L., Randers. J., Behrens. W. W. The limits of growth. Ed. Universe Books. 205p. 1972. ISBN: 0-87663-165-0

- [Memoli et al. 01]** Memoli. S., Selva. M., Tundo. P. Dimethylcarbonate for eco-friendly methylation reactions; *Chemosphere* 43 (2001) 115-121
- [Millet et al. 03]** Millet. D., Coppens. C., Jacqueson. L., Le Borgne. R., Tonnelier. P. Intégration de l'environnement en conception. L'entreprise et le développement durable. Lavoisier 2003. ISBN : 2-7462-0732-X
- [Millet et al. 07]** Millet. D., Bistagnino. L., Lanzavecchia. C., Camous. R. Poldma. T. Does the potential of the use of LCA match the design team needs? *Journal of Cleaner Production* 15 (2007) 335-346
- [Morgan & Henrion 90]** Morgan M.G., Henrion M. UNCERTAINTY. A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis. Cambridge University Press. 1990. ISBN 978-0-521-36542-0. 332 pages
- [Notten & Petrie 03]** Notten. P., Petrie. J. An integrated approach to uncertainty assessment in LCA. Proceeding of the International Workshop on Quality of Life Cycle Inventory (LCI) data. Karlsruhe. 2003
- [Ono 96]** Ono. Y. Dimethyl carbonate for environmentally benign reactions. *Pure & Appl. Chem.* Vol. 68, No. 2, pp. 367-375, 1996
- [Ono 97]** Ono. Y. Catalysis in the production and reactions of dimethyl carbonate, an environmentally benign building block. *Applied Catalysis A: General* 155 (1997) 133-166
- [Owens 97]** Owens. J. W. Life-Cycle Assessment. Constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology* Vol. 1. N°1. (1997) 37-49

- [Pacheco & Marshall 97]** Pacheco. M.A., Marshall. C.L. Review on Dimethyl Carbonate (DMC) and Its Characteristics as a fuel Additive. Energy & Fuels 1997, 11, 2-29
- [Paret et al. 96]** Paret. G., Donati. G., Ghirardini. M. Process for producing dimethyl carbonate and apparatus suitable for such purpose. US Patent 5 536 864. Enichem Synthesis S.p.A. July 16, 1996
- [Puyou 99]** Puyou. J.B. Démarche d'écoconception en entreprise. G6050. Traité Génie Industriel. Techniques de l'Ingénieur. 1999
- [Reap et al. 08a]** Reap. J., Roman. F., Duncan. S., Bras. B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. Int J LCA 13 (4) 2008
- [Reap et al. 08b]** Reap. J., Roman. F., Duncan. S., Bras. B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation. Int J LCA 13 (5) 2008
- [Reyes 07]** Reyes Carrillo. T. L'éco-conception dans les PME : les mécanismes du cheval de Troie méthodologique et du choix de trajectoires comme vecteurs d'intégration de l'environnement en conception. 2007. 232 p. Thèse de doctorat. Génie Industriel : Université du sud Toulon-Var : 2007
- [Rivetti et al. 93]** Rivetti. F., Romano. U., Roggero. S. Procedure for the production of alkyl carbonates. European Patent 0 534 545 A2. Enichem Synthesis S.p.A. March 31, 1993
- [Rivetti et al. 95]** Rivetti. F., Garone. G., Ghirardini. M. Method for removing acid and saline contaminants from a gaseous stream leaving a dimethylcarbonate synthesis reactor. European Patent 0 634 390 A1. Enichem Synthesis S.p.A. January 18, 1995

- [Ross et al. 02]** Ross S., Evans D., Webber M. How LCA studies Deal with Uncertainty. Int J LCA 7 (1) 47-52 2002
- [Sakao et al. 08]** Sakao. T., Kaneko. K., Masui. K., Tsubaki. H. Combinatorial usage of QFDE and LCA for Environmental Concious Design. Implications from a case study. The Grammar of Technology Development. Springer Japan. 2008 pp 45-59. ISBN : 978-4-431-75232-5 (Online)
- [Sci.lab 05]** Science lab. MSDS DMC. www.sciencelab.com/xMSDS-Dimethyl_carbonate-9923808 . Consulté en date du 10.03.2006
- [SETAC 92]** Fava J., Weston R., Jensem A., Lindfors L., dk-Teknik, IVL, Pomper S., Alcan, LTD, De Smet B., Procter & Gamble, Warren J., Research triangle Institute, Vigon B., Battelle. Life-cycle assessment data quality : a conceptual framework. Workshop report.. Wintergreen, Virginia. USA: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC); 1992
- [SNPE 73]** SNPE (Société Nationale des Poudres et Explosifs. Procédé de fabrication en continu de carbonates d'alkyle. INPI. Brevet d'invention. Paris 27 juillet 1973
- [Steen 97]** Steen. B. On uncertainty and sensitivity of LCA-based priority setting. Journal of Cleaner Production Vol 5, N°4,p p 255-262, 1997
- [Sugiyama et al. 05]** Sugiyama. H., FuKushima. Y., Hirao. M., Hellveg. S., Hungerbühler. K. Using standard statistics to consider uncertainty in industry-based life cycle inventory databases. Int. J LCA 10 (6) 399-405 (2005)

- [Suh 2002]** Suh YJ. Elaboration d'un guide pour l'amélioration et l'évaluation de la qualité d'inventaire de l'ACV. Application aux filières de traitement des eaux usées urbaines. Thèse de doctorat, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, 2002
- [Tan 08]** Tan. R.R. Using fuzzy numbers to propagate uncertainty in matrix-based LCI. *Int J LCA* (2008) 13:585-592
- [Tavares 08]** Tavares-Furtado. A. Contribution à l'analyse territoriale des flux de matières en présence d'incertitudes: modélisation à base de logique floue. 2008. 308p. Thèse de Doctorat. Environnement et Société : Troyes : CREIDD : 2008
- [Tillman & Baumann 95]** Tillman A.M., Baumann H. General Description of Life Cycle Assessment Methodology. Report 1995:5. Technical Environmental Planning. Chalmers University of Technology. Göteborg 2005. ISBN/ISSN : 992-290611-2
- [Tomishige et al. 02]** Tomishige. K., Kunimori. K. Catalytic and direct synthesis of dimethyl carbonate starting from carbon dioxide using CeO₂-ZrO₂ solid solution heterogeneous catalyst: effect of H₂O removal from the reaction system. *Applied Catalysis A: General* 237 (2002) 103-109
- [Tundo 00]** Tundo. P. Selective monoethylation reactions of methylene-active compounds with dimethylcarbonate. An example of clean synthesis. *Pure & Appl. Chem.*, Vol 72, No. 9, pp. 1793-1797, 2000
- [Tundo & Perosa 02]** Tundo. P., Perosa. A. Green Organic Syntheses: Organic Carbonates As Methylating Agents. *The Chemical Records*, Vol. 2, 13-23 (2002)
- [Ullmann 02]** Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Electronic Release, 6th ed., Wiley-VCH, Weinheim 2002

- [US EPA 89]** EPA released the Exposure Factors Handbook (Final Report) 1989. EPA/600/8-89/043.
- [Vose 08]** Vose. D. Risk Analysis. A quantitative guide. Third Edition. Wiley & Sons Ltd. 2008. ISBN 978-0-470-51284-5. 752 pages
- [Weckenmann & Schwan 01]** Weckenmann. A., Schwan. A. Environmental life cycle assessment with support of fuzzy-sets. Int J LCA 6 (1) 13-18 (2001)
- [Weidema & Wesnaes 96]** Weidema B., Wesnaes MS. Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production Vol. 4, N°3-4, pp 167-174, 1996
- [Yannou & Deshayes 06]** Yannou. B., Deshayes. P. Intelligence et innovation en conception de produits et services. Innoval. L'Harmattan. Série Economie et Innovation. Collection L'esprit économique. 2006. 418p. ISBN: 2-296-00644-2