HAL
open science

Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie : Application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence

Lynda Aissani

To cite this version:

Lynda Aissani. Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie : Application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence. Ingénierie de l'environnement. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 2008. Français. NNT : 2008EMSE0043 . tel-00783708

HAL Id: tel-00783708

https://theses.hal.science/tel-00783708v1

Submitted on 1 Feb 2013

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.

N° d'ordre : 508 GE

THESE

présentée par

Lynda AISSANI

Pour obtenir le grade de Docteur
de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne

Spécialité : Sciences et Génie de l'Environnement

Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie : Application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence

Soutenue à Saint Etienne le 15 décembre 2008

Membres du jury

Président :	Patrick Achard	Directeur de recherche, Ecole des Mines de Paris
Rapporteurs :	Jean-Pierre Réveret	Professeur, Université du Québec
	Gilles Dusserre	Directeur de recherche, Ecole des Mines d'Ales
Examinateurs :	Laurent Perier-Camby	Professeur, Ecole des Mines de St Etienne
	Philippe Sessiecq	Maître de conférences, Ecole des Mines de Nancy
	Florent Jabouille	Maître de conférences, Université de Poitiers
Directeur(s) de thèse :	Jacques Bourgois	Professeur, Ecole des Mines de St Etienne
	Patrick Rousseaux	Professeur, Université de Poitiers

Spécialités doctorales :	**Responsables :**
SCIENCES ET GENIE DES MATERIAUX	J. DRIVER Directeur de recherche – Centre SMS
MECANIQUE ET INGENIERIE	A. VAUTRIN Professeur – Centre SMS
GENIE DES PROCEDES	G. THOMAS Professeur – Centre SPIN
SCIENCES DE LA TERRE	B. GUY Maître de recherche – Centre SPIN
SCIENCES ET GENIE DE L'ENVIRONNEMENT	J. BOURGOIS Professeur – Centre SITE
MATHEMATIQUES APPLIQUEES	E. TOUBOUL Ingénieur – Centre G2I
INFORMATIQUE	O. BOISSIER Professeur – Centre G2I
IMAGE, VISION, SIGNAL	JC. PINOLI Professeur – Centre CIS
GENIE INDUSTRIEL	P. BURLAT Professeur – Centre G2I
MICROELECTRONIQUE	Ph. COLLOT Professeur – Centre CMP

Enseignants-chercheurs et chercheurs autorisés à diriger des thèses de doctorat (titulaires d'un doctorat d'État ou d'une HDR)

AVRIL	Stéphane	MA	Mécanique & Ingénierie	CIS
BATTON-HUBERT	Mireille	MA	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
BENABEN	Patrick	PR 2	Sciences & Génie des Matériaux	CMP
BERNACHE-ASSOLANT	Didier	PR 1	Génie des Procédés	CIS
BIGOT	Jean-Pierre	MR	Génie des Procédés	SPIN
BILAL	Essaïd	DR	Sciences de la Terre	SPIN
BOISSIER	Olivier	PR 2	Informatique	G2I
BOUCHER	Xavier	MA	Génie Industriel	G2I
BOUDAREL	Marie-Reine	MA	Sciences de l'inform. & com.	DF
BOURGOIS	Jacques	PR 1	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
BRODHAG	Christian	MR	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
BURLAT	Patrick	PR 2	Génie industriel	G2I
CARRARO	Laurent	PR 1	Mathématiques Appliquées	G2I
COLLOT	Philippe	PR 1	Microélectronique	CMP
COURNIL	Michel	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
DAUZERE-PERES	Stéphane	PR 1	Génie industriel	CMP
DARRIEULAT	Michel	ICM	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
DECHOMETS	Roland	PR 1	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
DESRAYAUD	Christophe	MA	Mécanique & Ingénierie	SMS
DELAFOSSE	David	PR 1	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
DOLGUI	Alexandre	PR 1	Génie Industriel	G2I
DRAPIER	Sylvain	PR 2	Mécanique & Ingénierie	SMS
DRIVER	Julian	DR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
FOREST	Bernard	PR 1	Sciences & Génie des Matériaux	CIS
FORMISYN	Pascal	PR 1	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
FORTUNIER	Roland	PR 1	Sciences & Génie des Matériaux	CMP
FRACZKIEWICZ	Anna	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
GARCIA	Daniel	CR	Génie des Procédés	SPIN
GIRARDOT	Jean-Jacques	MR	Informatique	G2I
GOEURIOT	Dominique	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
GOEURIOT	Patrice	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
GRAILLOT	Didier	DR	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
GROSSEAU	Philippe	MR	Génie des Procédés	SPIN
GRUY	Frédéric	MR	Génie des Procédés	SPIN
GUILHOT	Bernard	DR	Génie des Procédés	CIS
GUY	Bernard	MR	Sciences de la Terre	SPIN
GUYONNET	René	DR	Génie des Procédés	SPIN
HERRI	Jean-Michel	PR 2	Génie des Procédés	SPIN
KLÖCKER	Helmut	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
LAFOREST	Valérie	CR	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
LI	Jean-Michel	EC (CCI MP)	Microélectronique	CMP
LONDICHE	Henry	MR	Sciences & Génie de l'Environnement	SITE
MOLIMARD	Jérôme	MA	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
MONTHEILLET	Frank	DR 1 CNRS	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
PERIER-CAMBY	Laurent	PR1	Génie des Procédés	SPIN
PIJOLAT	Christophe	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
PIJOLAT	Michèle	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
PINOLI	Jean-Charles	PR 1	Image, Vision, Signal	CIS
STOLARZ	Jacques	CR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
SZAFNICKI	Konrad	CR	Sciences de la Terre	SITE
THOMAS	Gérard	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
VALDIVIESO	François	MA	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
VAUTRIN	Alain	PR 1	Mécanique & Ingénierie	SMS
VIRICELLE	Jean-Paul	MR	Génie des procédés	SPIN
WOLSKI	Krzysztof	CR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
XIE	Xiaolan	PR 1	Génie industriel	CIS

Glossaire :

PR 1	Professeur 1ère catégorie
PR 2	Professeur 2ème catégorie
MA(MDC)	Maître assistant
DR (DR1)	Directeur de recherche
Ing.	Ingénieur
MR(DR2)	Maître de recherche
CR	Chargé de recherche
EC	Enseignant-chercheur
ICM	Ingénieur en chef des mines

Centres :

SMS	Sciences des Matériaux et des Structures
SPIN	Sciences des Processus Industriels et Naturels
SITE	Sciences Information et Technologies pour l'Environnement
G2I	Génie Industriel et Informatique
CMP	Centre de Microélectronique de Provence
CIS	Centre Ingénierie et Santé

Remerciements

Ces travaux de thèse ont été encadrés par M. Jacques Bourgois du centre Sciences, Informations et Technologies pour l'Environnement de l'Ecole des Mines de St Etienne et M. Patrick Rousseaux du laboratoire Combustion et Détonique de l'Université de Poitiers (Institut des Risques Industriels Assurantiels et Financiers de Niort). Je vous remercie tous les deux pour votre encadrement, votre soutien et votre disponibilité.

J'adresse toute ma gratitude à M. Florent Jabouille et M. Philippe Sessiecq qui ont participé activement à l'encadrement de ces travaux. Je les remercie pour leurs conseils, leurs disponibilités et leur patience face à mes innombrables questionnements. Je remercie également M. Laurent Perier-Camby, co-encadrant de cette thèse.

Un grand merci à l'ensemble de mon jury de thèse dont font partie les cinq personnes précédemment citées ainsi que M. Patrick Achard, M. Jean-Pierre Réveret et M. Gilles Dusserre. Et plus particulièrement, merci à M. Patrick Achard pour ces conseils et remarques avisés dans ma participation au projet GEM. Merci à mes deux rapporteurs, M. Jean-Pierre Réveret et M. Gilles Dusserre d'avoir appréhendé cette thèse de manière aussi positive. Merci pour vos félicitations.

J'adresse, maintenant, des remerciements particuliers à l'ensemble des personnes m'ayant apporté leur aide et leurs données... Pour le projet GEM : merci à M Christian Beauger, Mme Pascaline Pré, M. Sylvain Salvador, M. Jean-Michel Commandré et Mme Carole Couhert. Merci à M. Guillaume Boissonnet (CEA) et M. Stéphane Morel (Renault).

Pour avoir partagé ces trois ans de thèse avec moi, merci à l'équipe de GDR et plus particulièrement à Audrey, Franck, Karine, Valérie et Maguy. Merci également aux doctorants de SITE pour leur soutien sans faille : merci donc à Anne, Gaëlle, Ibtissam, Florine, Aurélie, Loïc,... Pour leur accueil chaleureux à chacune de mes visites merci à l'ensemble du personnel du centre SITE et plus particulièrement à Zahia et à Christiane pour leur patience face à mes multiples demandes.

Enfin un grand merci à mes proches qui m'ont soutenue et « supportée » pendant l'ensemble de cette thèse.

Table des matières

Glossaire ***11***

Table des figures ***15***

Table des tableaux ***16***

Résumé ***18***

Abstract ***19***

Introduction ***21***

Chapitre 1 – Le choix de l'ACV comme outil d'évaluation environnementale de filières énergétiques pour le secteur du transport ***23***

1 La filière « hydrogène énergie » pour le secteur des transports 24
1.1 Le contexte actuel : la crise énergétique 24
1.1.1 Un responsable désigné : le transport 24
1.1.2 Une situation géopolitique instable 25
1.1.3 Une crise environnementale prochaine 25
1.1.4 Des pistes de solutions à explorer 26
1.2 Une solution envisageable : l'hydrogène 27
1.2.1 Les caractéristiques de l'hydrogène 28
1.2.2 Utilisation actuelle de l'hydrogène 29
1.2.3 Les modes de production de l'hydrogène 30
1.2.3.1 A partir de combustibles fossiles 31
1.2.3.2 A partir d'eau 33
1.2.3.3 A partir de la biomasse 34
1.2.4 Les modes de stockage de l'hydrogène 36
1.2.4.1 L'hydrogène liquéfié 37
1.2.4.2 L'hydrogène comprimé 38
1.2.4.3 Adsorption sur des hydrures métalliques 38
1.2.4.4 Adsorption sur charbon actif 39
1.2.5 Le transport de l'hydrogène 40
1.2.5.1 Le transport par route 41
1.2.5.2 Le transport par pipelines 41
1.2.5.3 Le transport par voie maritime 41
1.2.6 La distribution de l'hydrogène 42
1.2.7 Le reformage embarqué 43
1.2.7.1 Le vaporeformage 44
1.2.7.2 L'éthanol 45
1.2.8 Utilisation de l'hydrogène dans une pile à combustible 45
1.2.8.1 Le principe de fonctionnement 46
1.2.8.2 La pile PEMFC 48
1.2.9 Utilisation de l'hydrogène dans un moteur thermique 50
1.2.10 Les filières « hydrogène énergie » étudiées 50

2 L'Analyse du Cycle de Vie 53
2.1 L'évaluation environnementale dans un contexte d'aide à la décision 53
2.2 Les différents outils d'évaluation environnementale 54

2.2.1 Les outils normalisés ... 54
2.2.2 L'outil réglementé ... 56
2.2.3 L'outil ne faisant pas l'objet d'une formalisation consensuelle ... 57
2.3 Présentation de l'ACV ... 60
2.3.1 Historique des ACV ... 60
2.3.2 Les principes de l'ACV ... 63
2.3.3 Construction de l'ACV ... 64
2.3.3.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude ... 64
2.3.3.2 Analyse de l'inventaire : bilans matière et énergie du système de produits ... 68
2.3.3.3 Evaluation des impacts potentiels sur l'environnement ... 71
2.3.3.4 Interprétation des résultats ... 83
2.3.4 Les domaines d'application de l'ACV ... 83
2.3.4.1 Le développement / l'écoconception / l'amélioration d'un système de produits ... 84
2.3.4.2 La sélection d'un système de produits ou de processus ... 85
2.3.4.3 L'écolabellisation ... 85
2.3.4.4 La réglementation ... 85
2.3.4.5 La communication ... 86
2.3.5 Les limites de l'ACV ... 87
2.3.5.1 Les limites générales de l'ACV ... 87
2.3.5.2 Les limites de l'étape d'évaluation des impacts ... 88

3 L'intérêt de l'ACV pour l'évaluation environnementale de filières énergétiques ... 90
3.1 Les études ACV de filières énergétiques ... 90
3.1.1 La nature des systèmes étudiés ... 92
3.1.2 Le choix des frontières ... 92
3.1.3 L'unité fonctionnelle ... 93
3.1.4 L'évaluation des impacts environnementaux potentiels ... 94
3.1.5 Les résultats ... 95
3.2 L'intérêt de l'ACV comme outil d'évaluation environnementale de filières énergétiques ... 97
3.2.1 Une approche globale ... 97
3.2.2 Une méthodologie lourde pour l'étude de filières en développement ... 97
3.2.3 Des simplifications possibles de la méthodologie ... 98
3.2.4 Problématique de l'intégration des paramètres spatio-temporels dans l'évaluation des impacts 98
3.2.5 Utilité et applicabilité des réponses apportées par l'ACV ... 98
3.2.6 Extension de la méthodologie ACV à des critères non environnementaux ... 99

Conclusion ... 99

Chapitre 2 – Intégration des paramètres spatio-temporels pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux ... 103

1 Prise en compte des paramètres espace-temps dans une ACV classique ... 104
1.1 Prise en compte des paramètres spatio-temporels des quatre étapes de l'ACV ... 104
1.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude ... 104
1.1.2 Analyse de l'inventaire : bilan matière et énergie du système de produits ... 105
1.1.3 Evaluation des impacts potentiels sur l'environnement ... 105
1.1.4 Interprétation des résultats ... 106
1.2 Problématique de l'étape d'évaluation des impacts locaux et régionaux ... 109
1.2.1 Relation entre l'étape d'évaluation des impacts et l'étape d'inventaire ... 109
1.2.2 Relation entre l'étape d'évaluation des impacts et l'étape d'interprétation ... 111
1.2.3 L'avis de la communauté internationale ... 111

2 L'approche Site Dependent ... 113
2.1 L'approche Site Dependent dans la littérature ... 113
2.1.1 Vers l'approche Site Dependent ... 114

2.1.1.1 L'approche Site Generic ... 114
2.1.1.2 L'approche Site Specific ... 115
2.1.1.3 L'approche Site Dependent ... 115
2.1.2 Les méthodes utilisant l'approche Site Dependent ... 116
2.1.2.1 Emergence de cette approche ... 116
2.1.2.2 Quelques travaux sur l'acidification ... 120
2.1.2.3 Quelques travaux sur la toxicité et l'écotoxicité ... 122
2.1.2.4 Les méthodes de caractérisation développées ... 123
2.1.2.5 Les limites de ces méthodes a posteriori ... 123
2.2 Proposition d'une approche a priori ... 124
2.2.1 L'étape à améliorer : la classification ... 125
2.2.1.1 La détermination du caractère polluant ... 129
2.2.1.2 La détermination de la potentialité de l'impact sur les cibles ... 129
2.2.1.3 La détermination de la concentration environnementale ... 129
2.2.1.4 La détermination de la réalisation potentielle de l'impact ... 130
2.2.2 Modélisation de la concentration environnementale par EUSES ... 131
2.2.2.1 Description générale de EUSES ... 131
2.2.2.2 Le détail de la structure de EUSES ... 133
2.2.2.3 Les limites de EUSES ... 135
2.2.2.4 Utilisation de EUSES pour la nouvelle procédure de classification ... 136
2.2.3 La question de la mobilité de la source d'émission ... 138
2.2.3.1 L'importance de la prise en compte de la mobilité ... 139
2.2.3.2 La modélisation du parcours grâce aux modèles de cycles de conduites ... 139
2.2.3.3 Le découpage du parcours modélisé en sites fixes équivalents ... 144
2.2.4 La procédure complète de classification ... 145
2.2.5 Le calcul de l'impact ... 147
2.2.5.1 La méthode de caractérisation choisie ... 147
2.2.5.2 Le calcul de la masse de la substance à partir de la PEC ... 149

3 Les limites de cette nouvelle approche ... 151
3.1 Evaluation d'impacts potentiels ou d'impacts réels ? ... 151
3.2 La complexité de cette procédure ... 152
3.3 La disponibilité des données à récolter ... 152
3.4 La modélisation de la concentration environnementale ... 153
3.5 Le calcul de la masse de la substance à partir de la PEC ... 153

Conclusion ... 154

Chapitre 3 – ACV des quatre filières énergétiques selon deux méthodologies : méthode classique et méthode Site Dependent ... 157

1 L'ACV des quatre filières énergétiques ... 158
1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude ... 158
1.1.1 La définition des objectifs ... 158
1.1.2 La définition du champ de l'étude ... 158
1.1.2.1 Les systèmes étudiés ... 159
1.1.2.2 L'unité fonctionnelle ... 162
1.2 L'inventaire ... 163
1.2.1 La filière hydrogène direct ... 164

1.2.2 La filière bioéthanol-hydrogène ... 166
1.2.3 La filière hydrogène combustion ... 169
1.2.4 La filière essence ... 170
1.3 Evaluation des impacts ... 173
1.3.1 La robustesse des résultats de la méthode CML 2001 ... 175
1.3.2 Analyse des résultats selon la méthode CML 2001 ... 182
1.4 Interprétation des résultats ... 184
1.4.1 Analyse des résultats des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène ... 184
1.4.2 La problématique de l'étape de fabrication de la pile ... 186
1.4.3 Analyse des résultats d'impacts des quatre filières sans l'étape de fabrication du système de « motorisation » ... 188
1.4.3.1 Les résultats d'impacts des quatre filières ... 188
1.4.3.2 Comparaison des filières bioéthanol-hydrogène, hydrogène direct et combustion ... 191
1.4.3.3 Comparaison des filières bioéthanol-hydrogène et hydrogène direct ... 194
1.4.3.4 Des pistes d'écoconception pour le GEM ... 199
1.5 Conclusion ... 203
2 Application de la méthodologie SITE DEPENDENT ... 204
2.1 Evaluation de l'étape de fabrication de la pile à combustible ... 205
2.1.1 Les émissions à prendre en compte ... 205
2.1.2 Les quantités émises ... 206
2.1.3 L'analyse du devenir du polluant – Calcul de la concentration environnementale ... 206
2.1.3.1 La concentration environnementale des émissions de HF ... 207
2.1.3.2 La concentration environnementale des émissions de SO_2 ... 208
2.1.3.3 La concentration environnementale des émissions de NO_x ... 208
2.1.4 L'analyse de l'exposition – Sensibilité des milieux potentiellement impactés ... 209
2.1.5 L'analyse de l'effet – Comparaison des seuils d'effet avec la masse de la substance en contact avec la cible ... 210
2.1.5.1 L'analyse de l'effet de HF ... 210
2.1.5.2 L'analyse de l'effet de SO_2 ... 211
2.1.6 Le calcul de l'impact ... 212
2.1.6.1 L'impact toxicité humaine ... 212
2.1.6.2 Les impacts écotoxicité aquatique et écotoxicité marine ... 213
2.1.6.3 L'impact pollution photochimique ... 214
2.1.6.4 L'impact acidification ... 214
2.1.6.5 L'impact eutrophisation ... 215
2.1.7 Conclusions ... 215
2.2 Evaluation des sources mobiles d'émission de la filière essence et de la filière hydrogène combustion ... 216
2.2.1 Les émissions à prendre en compte ... 217
2.2.2 Le calcul des quantités émises par site fixe ... 218
2.2.3 L'analyse du devenir du polluant – Calcul de la concentration environnementale ... 219
2.2.3.1 La concentration environnementale des émissions de CO ... 219
2.2.3.2 La concentration environnementale des émissions de NO_x ... 221
2.2.4 L'analyse de l'exposition – Sensibilité des milieux potentiellement impactés ... 222
2.2.5 L'analyse de l'effet – Comparaison des seuils d'effet avec la masse de la substance en contact avec la cible ... 222
2.2.6 Le calcul de l'impact ... 224
2.2.6.1 L'impact pollution photochimique ... 224
2.2.6.2 L'impact toxicité humaine ... 225
2.2.6.3 L'impact acidification ... 225

2.2.6.4 L'impact eutrophisation ... 225
2.2.7 Conclusions ... 225
3 Pertinence et limites de cette nouvelle méthodologie de classification ... 226
3.1 Comparaison des résultats selon les deux méthodologies ... 226
3.2 Pertinence de cette nouvelle méthodologie ... 229
3.2.1 Prise en compte du devenir du polluant ... 229
3.2.2 Détermination de la pertinence du calcul de l'impact ... 229
3.2.3 Prise en compte de la mobilité de la source ... 230
3.3 Limites de cette nouvelle méthodologie ... 230
3.3.1 Non cohérence des compartiments entre les PEC et les impacts ... 230
3.3.2 Longueur de la procédure ... 231
3.3.3 L'analyse de l'exposition ... 231
3.3.4 Le cas des NO_x ... 232
3.3.5 Le cas des sources mobiles d'émission ... 232
Conclusion ... 233
Chapitre 4 – La question du risque ... 237
1 Le syndrome Hindenburg et la question de l'acceptation sociale ... 238
1.1 Le syndrome Hindenburg ... 238
1.2 La question de l'acceptation sociale ... 238
1.3 La réponse réglementaire et normative à l'utilisation de l'hydrogène dans un véhicule ... 240
1.3.1 Réglementation européenne ... 240
1.3.2 Réglementation française ... 241
1.3.3 Activité de normalisation ... 242
2 Etat de l'art de l'analyse de risques et notion de cycle de vie ... 245
2.1 Analyse de risques - Définition ... 245
2.2 Les analyses de risques portant sur l'utilisation énergétique de l'hydrogène dans les transports 246
2.2.1 Le contexte de l'étude ... 247
2.2.2 Le sujet et les objectifs de l'étude ... 247
2.2.3 La méthode ... 249
2.2.4 Les résultats ... 250
2.2.5 Etude de [ROSYID, 2006] ... 251
2.3 Notion de cycle de vie et analyse de risques ... 252
3 Méthodologie pour l'évaluation des risques tout au long du cycle de vie ... 253
3.1 La prise en compte de la notion de cycle de vie dans une démarche d'analyse de risques ... 253
3.1.1 Analyse de risques et Analyse du Cycle de Vie ... 253
3.1.2 Les hypothèses d'une telle adaptation ... 255
3.1.2.1 Identification des cibles ... 255
3.1.2.2 Nature des dommages à considérer ... 256
3.1.2.3 Prise en compte des moyens de maîtrise ... 256
3.2 Le déroulement de la méthode et son application aux filières hydrogène et essence ... 256
3.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude ... 256
3.2.2 Inventaire des situations dangereuses ... 257
3.2.3 Evaluation du niveau de risque ... 258
3.2.3.1 La classification ... 258
3.2.3.2 La caractérisation ... 261
3.2.3.3 L'évaluation ... 271
3.2.4 Interprétation des résultats ... 277
3.2.4.1 Examen des différentes typologies d'accidents ... 277
3.2.4.2 Scores et classement des phases du cycle de vie et des deux filières ... 278
3.2.4.3 Significativité des résultats ... 281
3.2.5 Mise en perspective de la méthode et des résultats par rapport aux études existantes ... 282

3.2.5.1 La méthode 282
3.2.5.2 Les résultats 285

Conclusion 287
Conclusions et perspectives 291
Références bibliographiques 297
Annexes 307

Glossaire

ACV : Analyse du Cycle de Vie

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

AFC : Alkaline Fuel Cell

AFNOR : Agence Française de NORmalisation

AGRICE : AGRIculture pour le Chimie et l'Energie

ALPHEA : Association Lorraine pour la Promotion de l'Hydrogène et de ses Applications

ANR : Agence Nationale de la Recherche

ARCV : Analyse des Risques du Cycle de Vie

ARIA : Analyse, Recherche et Information sur les Accidents

ATEX : ATmosphère EXplosive

BARPI : Bureau d'Analyse des Risques et des Pollutions Industrielles

CE : Commission Européenne

CEA : Commissariat à l'Energie Atomique

CECA : Carbonisation Et Charbon Actif

CEE : Communauté Economique Européenne

CIRAIG : Centre Interuniversitaire de Recherche sur le cycle de vie des produits, des procédés, des services

CFD : Computational Fluid Dynamics

CFTCA : Canadian Transportation Fuel Cell Alliance

CML : Centrum voor Milieukunde Leiden

DALY : Disability Adjusted Life Years

DCB : Dichlorobenzène

DIREM : Direction des Ressources Energétiques et Minérales

DJE : Dose Journalière d'exposition

DOE : Department Of Energy

ECE : UDC ou Urban Driving Cycle

EESO : Evaluation Environnementale de Sites et d'Organismes

EE : Empreinte Ecologique

EI : Etude d'impact

EIHP : European Integrated Hydrogen Project

ELU : Environmental Load Unit

EPA : Environmental Protection Agency

EPE : Evaluation des Performances Environnementales

EPI : Equipement de Protection Individuelle

EPS : Environment Priority Stratégy

EUDC : Extra Urbain Driving Cycle

EUSES : European Union System for the Evaluation of Substances

FD : Fascicule de Documentation

FMEA : Failure Mode and Effects Analysis

GEM : Groupe des Ecoles des Mines

GNV : Gaz Naturel Véhicule

GPL : Gaz de Pétrole Liquéfié

HAZOP : HAZard OPerability study

HTR : High Temperature Reactor

ICV : Inventaire du Cycle de Vie

IEC : International Electrotechnical Commission

IIASA : International Institute for Applied System Analysis

INERIS : Institut National de l'Environnement industriel et des RISques

INRETS : Institut Nationale de Recherche sur les Transports et leur Sécurité

INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité

IPCC : Intergovernmental Panel of Climate Change

IRIAF : Institut des Risques Industriels, Assurantiels et Financiers

ISO : International Standard Organisation

LC 50 : Median Lethal Concentration

LCA : Life Cycle Assessment

LCC : Life Cycle Costing

LE 50 : Median Effective Concentration

LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level

LOEC : Lowest Observed Effect Concentration

MCFC : Molten Carbonate Fuel Cell

MOS : Margins of Safety

NF : Norme Française

NOAEL : No Observed Adverse Effect Level

NOEC : No Observed Effect Concentration

OHSAS : Occupational Health and Safety Assessment Systems

ONU : Organisation des Nations Unies

PAC : Pile A Combustible

PAFC : Phosphoric Acid Fuel Cell

PANH : Plan d'Action National pour l'Hydrogène

PDF : Potentially Disappeared Fraction

PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur

PEC : Previsible Environment Concentration

PEMFC : Polymer Exchange Membran Fuel Cell

PFE : Projet de Fin d'Etudes

PME : Petite et Moyenne Entreprise

PMI : Petite et Moyenne Industrie

PNEC : Predicted No Effect Concentration

POO : Probably Of Occurrence

PrOx : Preferential Oxidation

PSA : Pressure Swing Adsorption

RAINS : Regional Air pollution Information and Simulation

RCR : Risk Characterisation Ratio

REACH : Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals Substances

REPA : Resources and Environmental Profiles Analysis

RIVM : National Institute for Public Health and the Environment

SAE : Society of Automotive Engineer

SEREPAC : la SEcurité, la REglementation et la normalisation des systèmes Pile A Combustible

SETAC : Society of Environmental Toxicology And Chemistry

SITE : Sciences, Informations et Technologies pour l'Environnement

SME : Système de Management Environnemental

SOFC : Solid Oxide Fuel Cell

TC : Technical Committee

TCR : Taillis courte rotation

TFE : Threshold Emissions Factor

TGD : Technical Guidance Document

UF : Unité fonctionnelle

WBCSD : World Business Council for Sustainable Development

WGS : Water Gas Shift

Table des figures

Figure 1.1 : Répartition des différentes utilisations actuelles de l'hydrogène *29*
Figure 1.2 : Capacité de stockage des différents modes de stockage inspiré de [JUNKER, 2006] *40*
Figure 1.3 : Les composants d'une PEMFC (source : www.annso.freesurf.fr/ PEMFC.html) *48*
Figure 1.4 : Exemple d'un système de produits [ISO 14040] *66*
Figure 1.5 : Exemple d'un ensemble de processus élémentaires au sein d'un système de produits [ISO 14040] *66*
Figure 1.6 : Schéma d'un système produisant deux types de produits *70*
Figure 1.7 : Schéma de l'extension possible des frontières à d'autres systèmes *71*
Figure 1.8 : Placement des méthodes midpoint et endpoint sur la chaîne cause à effet d'un impact *77*
Figure 2.1 : Identification des paramètres spatio-temporels à chacun des maillons de la chaîne cause à effet d'un impact *117*
Figure 2.2 : Courbes dose/effet selon les approches Site Generic et Site Dependent inspirées de [POTTING et HAUSCHILD, 1997a] *118*
Figure 2.3 : Synoptique de l'approche Site Dependent *119*
Figure 2.4 : Synoptique adapté de l'approche Site Dependent *126*
Figure 2.5 : Procédure de classification des substances susceptibles d'engendrer des impacts locaux et régionaux selon les quatre items de la chaîne cause à effet d'un impact *128*
Figure 2.6 : Les principales étapes de EUSES [RIVM, 1998] *132*
Figure 2.7 : Copie d'écran du module « Assessment types » de EUSES 2.1 ..... *137*
Figure 2.8 : Synoptique final de la procédure de classification *146*
Figure 3.1 : Schéma du cycle de vie des quatre filières énergétiques *161*
Figure 3.2 : Arbre des procédés de la filière hydrogène direct réalisé sous GaBi 4 ..... *166*
Figure 3.3 : Arbre des procédés de la filière bioéthanol-hydrogène réalisé sous GaBi 4 ..... *168*
Figure 3.4 : Arbre des procédés de la filière hydrogène combustion réalisé sous GaBi 4 ..... *170*
Figure 3.5 : Arbre des procédés de la filière essence réalisé sous GaBi 4 ..... *172*
Figure 3.6 : Résultats des quatre filières selon la méthode CML 2001 inspirés du tableau 3.6 ..... *182*
Figure 3.7 : Ecoprofil de la filière hydrogène direct selon la méthode CML 2001 ..... *185*
Figure 3.8 : Ecoprofil de la filière bioéthanol-hydrogène selon la méthode CML 2001 ..... *186*
Figure 3.9 : Flux les plus impactants de l'étape de fabrication de la pile *187*
Figure 3.10 : Résultats des quatre filières selon la méthode CML 2001 sans l'étape de fabrication du système de « motorisation » inspirés du tableau 3.12 ..... *189*
Figure 3.11 : Résultats des trois filières alternative selon la méthode CML 2001 inspirés du tableau 3.12 ..... *191*
Figure 3.12 : Etapes les plus impactantes de la filière hydrogène combustion pour neuf catégories d'impacts *192*
Figure 3.13 : Résultats des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène selon la méthode CML 2001 inspirés du tableau 3.13 ..... *195*
Figure 3.14 : Flux les plus impactants de l'étape de production de vapeur de la filière bioéthanol-hydrogène pour deux impacts *196*
Figure 3.15 : Flux les plus impactants de l'étape de production de l'électricité de la filière bioéthanol-hydrogène pour deux impacts *197*
Figure 3.16 : Flux les plus impactants de l'étape de production d'électricité de la filière hydrogène direct pour l'impact toxicité humaine *198*
Figure 3.17 : Flux les plus impactants des étapes de pré-séchage et du PSA de la filière hydrogène direct pour l'impact pollution photochimique *198*
Figure 4.1 : Les différentes classes de risque *271*
Figure 4.2 : Répartition des accidents selon les classes de niveaux de risques de la filière essence *272*
Figure 4.3 : Répartition des accidents selon les classes de niveaux de risques de la filière hydrogène *273*
Figure 4.4 : Nombre d'accidents par classe pour la phase de préparation des matières premières *274*
Figure 4.5 : Nombre d'accidents par classe pour la phase de production de carburant *274*
Figure 4.6 : Nombre d'accidents par classe pour la phase de stockage et la distribution *274*
Figure 4.7 : Nombre d'accidents par classe pour la phase d'utilisation *274*
Figure 4.8 : Visualisation graphique des scores obtenus pour chaque filière par phase du cycle de vie *281*

Table des tableaux

Tableau 1.1 : Ratio C/H pour différentes sources d'énergie 28
Tableau 1.2 : Les critères de qualification recommandés par le US DOE [MAZABRAUD, 2004] 37
Tableau 1.3 : Comparatif des différentes masses volumiques de H_2 selon le mode de stockage 38
Tableau 1.4 : Inventaire des caractéristiques des différentes piles à combustible inspiré de [MOSDALE, 2003] 47
Tableau 1.5 : Récapitulatif des objectifs des différents outils et leur adéquation avec les besoins de l'étude du GEM 59
Tableau 1.6 : Répartition des différentes catégories d'impacts selon l'étendue spatiale potentielle de leurs effets 72
Tableau 1.7 : Comparaison des caractéristiques des différentes méthodes de caractérisation 74
Tableau 1.8 : Récapitulatif des finalités d'une ACV et de leurs objectifs inspiré de [SUH, 2002] 87
Tableau 1.9 : Inventaire non exhaustif des ACV de filières énergétiques 91
Tableau 2.1 : prise en compte des paramètres espace-temps dans la méthodologie ACV 108
Tableau 2.2 : Caractéristiques des différents modèles de cycles de conduite d'après [JOUMARD et al, 1999] 140
Tableau 2.3 : Caractéristiques du modèle Modem Hyzem [ANDRE, 1998] 141
Tableau 2.4 : Emissions des véhicules essence pour le CO et les NO_x [JOUMARD et al, 1999] 142
Tableau 2.5 : Modélisation du parcours de 10000 km d'un véhicule essence par le modèle Modem Hyzem 143
Tableau 2.6 : Emissions des véhicules essence pour le CO et les NO_x par cycle de conduite pour un véhicule essence parcourant 10000 km 143
Tableau 2.7 : Emissions des véhicules essence pour le CO et les NO_x par type de trajets pour un véhicule essence parcourant 10000 km 143
Tableau 2.8 : Impacts et unités des facteurs de caractérisation de la méthode CML 2001 149
Tableau 3.1 : Origine des données, hypothèses de calcul et données manquantes de la filière hydrogène direct 165
Tableau 3.2 : Origine des données, hypothèses de calcul et données manquantes de la filière bioéthanol-hydrogène 167
Tableau 3.3 : Origine des données, hypothèses de calcul et données manquantes de la filière hydrogène combustion 169
Tableau 3.4 : Origine des données, hypothèses de calcul et données manquantes de la filière essence 171
Tableau 3.5 : Récapitulatif des méthodes d'évaluation des impacts les plus utilisées 174
Tableau 3.6 : Résultats des quatre filières selon la méthode CML 2001 176
Tableau 3.7 : Résultats des quatre filières selon la méthode Ecoindicator 99 176
Tableau 3.8 : Correspondances possibles entre les impacts de la méthode CML 2001 et ceux de la méthode Ecoindicator 99 177
Tableau 3.9 : Comparaison entre les classements obtenus par les deux méthodes pour chacune des catégories d'impacts 178
Tableau 3.10 : Ecarts entre les valeurs des quatre filières pour la méthode CML 2001 180
Tableau 3.11 : Ecarts entre les valeurs des quatre filières pour la méthode Ecoindicator 99 180
Tableau 3.12 : Résultats des trois filières selon la méthode CML 2001 sans l'étape de fabrication du système de « motorisation » 189
Tableau 3.13 : Résultats des deux filières alternatives utilisant la technologie de la pile à combustible selon la méthode CML 2001 sans l'étape de fabrication du système de « motorisation » 194
(unités identiques au tableau 3.6) 194
Tableau 3.14 : Identification des étapes les plus impactantes pour la filière bioéthanol-hydrogène pour deux catégories d'impacts 196
Tableau 3.15 : Identification des étapes les plus impactantes pour la filière hydrogène direct pour deux catégories d'impacts 197
Tableau 3.16 : Contribution des étapes maîtrisées ou liées au GEM pour la filière hydrogène direct pour différentes catégories d'impacts 200
Tableau 3.17 : Contribution des étapes maîtrisées ou liées au GEM pour la filière bioéthanol-hydrogène pour différentes catégories d'impacts 202
Tableau 3.18 : Comparaison entre la culture du blé et la culture de la betterave sucrière 203
[OGIER et al, 1999] 203
Tableau 3.19 : Contribution en pourcentage des émissions de l'étape de fabrication de la pile pour différentes catégories d'impacts 205
Tableau 3.20 : Quantités émises de HF, NO_x et de SO_2 pour la fabrication d'une pile à combustible PEMFC de 75 kW 206

Tableau 3.21 : Contribution majoritaire des émissions du moteur alimenté en essence et les catégories d'impacts associées *217*
Tableau 3.22 : Contribution des émissions de NO_x du moteur alimenté en hydrogène et les catégories d'impacts associées *218*
Tableau 3.23 : Calcul des quantités émises de CO, NO_x et particules par le moteur essence par le modèle Modem Hyzem *218*
Tableau 3.24 : Calcul des quantités émises de CO, NO_x et particules par le moteur essence par le modèle Modem Hyzem par trajet *219*
Tableau 3.25 : Récapitulatif des résultats d'impacts selon les deux méthodologies : ACV classique et Site Dependent *228*
Tableau 4.1 : Inventaire non exhaustif des études portant sur les risques liés à la filière hydrogène énergie ... *247*
Tableau 4.2 : Adaptation de la méthodologie ACV à l'ARCV *254*
Tableau 4.3 : Extrait du tableau d'inventaire des situations dangereuses de l'annexe 15 ..... *257*
Tableau 4.4 : Extrait du tableau d'inventaire des situations dangereuses et des accidents associés de l'annexe 15 ..... *259*
Tableau 4.5 : Extrait du tableau complet avec l'inventaire des situations dangereuses, des accidents associés et la cotation du niveau de risque de l'annexe 15 ..... *264*
Tableau 4.6 : Inventaire et cotation des risques de la filière essence (cf. annexe 14) *265*
Tableau 4.7 : Inventaire et cotation des risques liés à la filière hydrogène (cf. annexe 15) *267*
Tableau 4.8 : Inventaire et cotation des risques liés à la fabrication de charbon actif (cf. annexe 16) *269*
Tableau 4.9 : Répartition des étapes des filières en grandes étapes du cycle de vie *270*
Tableau 4.9 : Résultats de la filière essence *272*
Tableau 4.10 : Résultats de la filière hydrogène *273*
Tableau 4.11 : Exemple des scores obtenus pour la première phase du cycle de vie « préparation de la matière première » pour les deux filières *277*
Tableau 4.12 : Classement par typologie d'accident *277*
Tableau 4.13 : Résultats globaux des deux filières pour chaque phase du cycle de vie *279*

Résumé

Dans le contexte actuel de volonté de préservation de l'environnement, il existe différents outils d'évaluation environnementale de l'impact des activités humaines dont l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), un des outils les plus holistiques mais également des plus complexes.
L'ACV présente un niveau d'abstraction élevé du fait de la non prise en compte des paramètres spatio-temporels lors de l'évaluation des impacts environnementaux locaux et régionaux. Ces limites méthodologiques ont été mises en évidence par la communauté scientifique de la SETAC qui préconise d'utiliser l'approche *Site Dependent* pour l'évaluation de ces impacts. L'utilisation de cette approche a été essentiellement centrée sur l'amélioration de la quantification. Nous avons choisi d'utiliser cette approche en amont de la phase de caractérisation des impacts, lors de la phase de classification des impacts en élaborant une méthodologie de classification plus pertinente basée sur deux points clés : la détermination de la concentration environnementale de la substance par le modèle EUSES et la détermination de la pertinence du calcul de l'impact au regard de cette concentration. L'impact jugé pertinent est ensuite calculé par la méthode CML 2001. La complexité de cette méthodologie implique une restriction de son utilisation aux sources fixes d'émission identifiées comme les plus impactantes par une ACV classique mais une utilisation systématique pour les sources mobiles d'émission.

Le domaine d'application pouvant le mieux mettre en évidence la pertinence de cette méthodologie est le secteur des transports. Ce travail de recherche s'intègre alors dans un projet de développement de la filière hydrogène énergie du Groupe des Ecoles des Mines. Ce projet H2-PAC réunit des équipes pluridisciplinaires issues de quatre Ecoles des Mines. Nous avons réalisé une ACV comparative classique pour quatre filières énergétiques : hydrogène direct, bioéthanol-hydrogène, hydrogène combustion et essence. Cette ACV met en évidence les mauvaises performances environnementales de l'étape de fabrication de la pile à combustible des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène. Cette étape est, au vu de nos calculs, le verrou environnemental de ces filières alternatives. Cette ACV met également en évidence les mauvaises performances des filières essence et hydrogène combustion liée à l'utilisation des moteurs à combustion interne. Au regard de ces résultats, nous avons testé notre nouvelle méthodologie de classification afin de réévaluer les impacts locaux et régionaux de ces trois étapes que sont la fabrication de la pile, l'utilisation du moteur essence et du moteur hydrogène. Cette réévaluation a permis de confirmer les mauvais résultats de l'étape de fabrication de la pile au regard des émissions très importantes qu'elle engendre mais elle a remis en question la contribution forte des émissions engendrées par les moteurs qui par le biais de cette réévaluation montrent une intensité moindre et ne participent plus majoritairement aux impacts locaux et régionaux réévalués. Ces résultats attestent donc la majoration des impacts locaux et régionaux des sources fixes et mobiles d'émission lors de la réalisation d'une ACV classique. L'intégration des paramètres spatio-temporels pour l'évaluation de ces impacts permet de mieux appréhender notamment l'impact des sources mobiles d'émission.

En marge de cette évaluation environnementale, une analyse des risques de l'ensemble de la filière hydrogène direct et de la filière essence a été réalisée au regard de l'image dangereuse que véhicule ce vecteur énergétique qu'est l'hydrogène. Cette Analyse de Risques du Cycle de Vie montre que ces deux filières présentent un niveau de risque comparable même si l'étape de stockage de l'hydrogène semble problématique.

Mots clés : Analyse du Cycle de Vie, Hydrogène, Pile à combustible, Paramètres spatio-temporels, Classification des impacts, Approche Site Dependent, Analyse de risques

Abstract

In the current context to preserve the environment, there are different tools to evaluate environmental impacts of human activities whose Life Cycle Assessment (LCA), one of the more holistic but also more complex. LCA has a high level of abstraction because of the failure to take into account the spatial and temporal parameters when assessing environmental local and regional impacts. These methodological limitations have been highlighted by the SETAC scientific community which advocates using the site dependent approach for assessing these impacts. Using this approach has been mainly focused on improving the quantification. We chose to use this approach before the impacts characterisation, during the classification of impacts in developing a most appropriate classification methodology based on two key points: the determination of the environmental concentration of the substance according to the EUSES model and the determination of the relevance of calculating the impact according to this environmental concentration. If the impact is considered relevant then we calculate it by the method CML 2001. The complexity of this methodology involves a restriction of its use in emission sources identified as the most impacted by classic LCA but a systematic use for mobile emissions sources.

The scope can best highlight the relevance of this methodology is the transport sector. This research fits then in a Group of Schools of Mines project to develop the hydrogen energy pattern. The H2-PAC project brings together teams from four Schools of Mines. We realised a comparative classic LCA for four energy patterns : direct hydrogen, bioethanol-hydrogen, hydrogen combustion and gasoline. This study highlights the poor performances of the manufacturing stage of the fuel cell of two patterns : direct hydrogen and bioethanol-hydrogen. This stage is, given our calculations, the environmental weak point of these energetic alternatives. This study also highlights the poor performances of gasoline and hydrogen combustion patterns because of the use of internal combustion engines. Given these results, we tested our new classification methodology to reassess local and regional impacts of these three stages : fuel cell manufacture, the use of gasoline and hydrogen engines. This reassessment has confirmed that the poor performances of the fuel cell manufacture because of the very important quantities of emitted substances. But this reassessment questioned the strong contribution of emissions from engines because of the impacts show a lower intensity and this stage of life cycle do not participate any more mainly to local and regional impacts. These results attest therefore the rise of local and regional impacts of stationary and mobile emissions sources during a classic LCA. The integration of spatial and temporal parameters to assess these impacts can better understand particularly the impact of mobile emissions sources.

On the sidelines of this environmental assessment, a risk analysis of direct hydrogen and gasoline patterns was realised under the dangerous image of hydrogen. This Life Cycle Risk Analysis shows that these two patterns present a similar risk even if the hydrogen storage seems problematic.

Keywords: Life Cycle Assessment, Hydrogen energy, Fuel Cell, spatial and temporal parameters, Impacts classification, Site Dependent approach, Risk Analysis

Introduction

Les récentes flambées des cours du pétrole, la prise de conscience de l'importance de la préservation de l'environnement en termes de réchauffement climatique et d'épuisement des ressources fossiles et la question de la santé publique ont relancé l'intérêt des Etats et de l'opinion publique sur les impacts environnementaux provoqués par les anthroposystèmes. Une des thématiques la plus sujette à intérêt, dans ce contexte de crise environnementale, est la thématique du transport, qui est une des activités économiques les plus représentatives de nos sociétés industrialisées. Le secteur du transport connaît, depuis quelques décennies, une intense activité de recherche en ce qui concerne l'utilisation de carburants et le développement de motorisations plus « propres » et plus performants. Ces recherches se positionnent également dans un contexte de crise socio-économique des pays riches en gisement et de l'explosion démographique et industrielle des pays en voie de développement.

Le Groupement des Ecoles des Mines (GEM) s'est lancé dans cette recherche de nouvelles énergies en développant la filière « hydrogène énergie » pour le secteur du transport et plus particulièrement pour le secteur automobile. Cette recherche s'inscrit dans le projet GEM H2-PAC. Le GEM axe ses recherches sur une filière produisant de l'hydrogène à partir de la biomasse. L'hydrogène est alors utilisé dans une pile à combustible générant un courant électrique alimentant un moteur électrique. Cependant, il existe différentes voies de production, de stockage et d'utilisation de l'hydrogène qui peuvent présenter des impacts plus ou moins importants sur l'environnement. Afin de s'assurer que cette filière et ses alternatives exercent un impact sur l'environnement inférieur à l'impact qu'exercent les filières fossiles, le GEM désire évaluer et comparer les performances environnementales de différentes filières énergétiques.

Un outil d'évaluation environnementale permet d'évaluer les performances environnementales d'un système anthropique. Il en existe un certain nombre et parmi eux, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Le caractère holistique de l'ACV au regard de la prise en compte de l'ensemble du cycle de vie des systèmes étudiés et de l'exhaustivité des impacts environnementaux évalués, et la volonté de quantification des impacts, sont des atouts de cette méthodologie. Cependant, cela se traduit par une certaine complexité de cet outil.

La quantification des impacts environnementaux est au cœur de l'ACV et, est également au cœur de nombreuses discussions quant à sa méthodologie. L'ACV évalue les impacts pour un système situé dans un environnement dit « standard ». Les caractéristiques spatio-

temporelles spécifiques aux différents milieux ne sont donc pas prises en compte. Cette non prise en compte est problématique pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux dont l'occurrence et l'intensité dépendent des conditions du milieu potentiellement impacté et des caractéristiques spatio-temporelles de la source d'émission. Ces limites méthodologiques ont été mises en évidence par la communauté scientifique de la SETAC (Society of Environmental Toxicology And Chemistry). L'écart entre l'occurrence des impacts locaux et régionaux calculés par l'ACV et l'occurrence des impacts locaux et régionaux réels, du fait du manque de données spatio-temporelles concernant le système source/cible, est la limite la plus sujette à controverse. Afin de pallier cette faiblesse, la SETAC préconise de développer une approche *Site Dependent* pour l'évaluation de ces impacts locaux et régionaux. Des tentatives de résolution de cette problématique ont vu le jour et sont fondées sur l'élaboration de nouvelles méthodologies de calcul des indicateurs d'impacts intégrant ces paramètres spatio-temporels.

Se pose alors la question de la pertinence de l'intégration des paramètres spatio-temporels à l'étape d'évaluation des impacts et plus particulièrement lors de la phase de caractérisation. Cette intégration, à ce niveau de la méthodologie de l'ACV, semble tardive et ambitieuse. Nous pouvons la qualifier d'*a posteriori*. Nous proposons, dans le cadre de ce travail, une intégration de ces paramètres lors de la phase de classification des impacts. Cette intégration pourrait être qualifiée d'*a priori*. Cette nouvelle méthodologie de classification permet la prise en compte des paramètres spatio-temporels du système source/cible et permet d'évaluer la pertinence du calcul de l'impact.

Dans ce mémoire, après une description des étapes du cycle de vie de la filière « hydrogène énergie » et des différents outils disponibles pour effectuer une évaluation environnementale et plus particulièrement l'Analyse du Cycle de Vie, est abordée la problématique de l'évaluation des impacts locaux et régionaux sans prise en compte des paramètres spatio-temporels du système source/cible. Une amélioration méthodologique de l'ACV est proposée avec la construction d'une nouvelle procédure de classification utilisant l'approche *Site Dependent*. Dans un troisième temps, une ACV comparative de quatre filières énergétiques a été réalisée et les étapes mobiles et fixes les plus impactantes sont réévaluées selon la nouvelle méthodologie de classification. Enfin, la question de la sécurité de l'utilisation de l'hydrogène dans un véhicule est abordée à l'aide d'une méthode d'évaluation qualitative des risques appliquée au cycle de vie de deux filières énergétiques : la filière hydrogène direct et la filière essence.

Chapitre 1 – Le choix de l'ACV comme outil d'évaluation environnementale de filières énergétiques pour le secteur du transport

1 La filière « hydrogène énergie » pour le secteur des transports

L'énergie est l'un des symboles de l'industrialisation et du développement économique ; la consommation d'énergie est devenue un indice de développement des populations et elle représente le maillon fort de l'économie mondiale. Cependant, cette économie basée sur le pétrole est ébranlée par de nombreuses crises tant socio-économiques, politiques qu'environnementales. Face à ces constats, il s'avère urgent de mener une réflexion sur le passage d'une économie pétrole à un autre système économique et pourquoi pas une économie mixte où l'hydrogène aurait un rôle important. Dès lors, de nombreuses recherches sont menées pour développer la filière hydrogène afin d'en faire une filière énergétique alternative performante, durable, sûre et compétitive.

1.1 Le contexte actuel : la crise énergétique

Au regard de la brusque augmentation du prix du baril de pétrole et de la dépendance quasi exclusive à cette ressource, une situation de crise s'installe. Notre activité anthropique semble être une des plus grandes responsables : le secteur des transports qui est à lui seul responsable d'une part importante de l'augmentation de la consommation. Parallèlement à cette surconsommation, les pays riches en gisement, qui sont en proie à des difficultés d'ordre sociopolitique, exercent une domination sur les prix et la distribution des ressources fossiles. Actuellement, la hausse des prix est également provoquée par les spéculations mondiales. Conjointement à ces deux constats, une crise environnementale se profile. Afin de surmonter cette crise énergétique, il apparaît nécessaire de développer de nouvelles filières.

1.1.1 Un responsable désigné : le transport

Il est incontestable que les sources énergétiques actuelles ne sont pas inépuisables. Ces ressources sont, à hauteur de 85%, fossiles et non renouvelables [BALLERINI, 2006]. Dans notre « civilisation de l'automobile », le secteur des transports routiers est l'un des principaux moteurs de l'augmentation de la demande d'énergie mondiale. Ce secteur représente le quart de la consommation totale d'énergie [NGO, 2004]. 85% du transport dans le monde s'effectuent par la route et ce transport routier dépend à 98% du pétrole [BALLERINI, 2006]. Par ailleurs, du fait de l'augmentation de la population et de la qualité de vie, les besoins de mobilité devraient continuer à augmenter à l'échelle de la planète. Ce secteur est sans nul

doute le plus dépendant des ressources fossiles et donc le plus fragile dans ce contexte de rareté des ressources.

1.1.2 Une situation géopolitique instable

A cette situation, s'ajoutent de nombreux dérèglements géopolitiques qui tendent à s'accentuer fortement. L'essor de certains pays en voie de développement et l'augmentation de la population mondiale entraînent irrémédiablement une augmentation de la consommation de l'énergie non seulement pour leur développement industriel mais également pour le transport. Les différents scénarios de croissance prévoyaient que leur consommation passerait de 10 à 15% de l'énergie totale en 2000 à 60 à 70% à l'horizon 2050. Une augmentation d'un facteur 2 à 3 est observée alors que l'objectif de réduction d'un facteur 4 est préconisé [ALLEAU, 2007]. Dans ce contexte actuel, un développement durable et raisonné est prôné. Par ailleurs, les pays riches en gisement sont de plus en plus instables dans ce contexte de rareté des ressources énergétiques. Ce constat entraîne une réflexion vers une décentralisation de la production d'énergie ou comme l'appelle Boucher [BOUCHER, 2006], une « démocratisation de l'énergie ». Ce terme souvent sujet à discussion implique une répartition de la production d'énergie sur un territoire afin de tendre vers une diminution des clivages entre les pays riches en gisement et les pays pauvres en gisement et de tendre à rendre accessible l'énergie partout dans le monde.

1.1.3 Une crise environnementale prochaine

A cette consommation effrénée, s'ajoutent des phénomènes environnementaux non négligeables. La production et la consommation des ressources fossiles présentent, outre leur épuisement, de forts impacts sur l'environnement tels que l'augmentation de l'effet de serre et la pollution atmosphérique. L'augmentation de l'effet de serre est sans nul doute l'impact le plus important engendré par la combustion des ressources fossiles et notamment du fait de l'émission de dioxyde de carbone. Le dioxyde de carbone participe à hauteur de 53% à l'effet de serre additionnel. Quant au phénomène de pollution atmosphérique, il est surtout perceptible dans les grandes villes du fait d'une circulation routière dense. Cette situation s'accentue au fil du temps et devient un réel problème de santé publique.

1.1.4 Des pistes de solutions à explorer

Il devient donc important et nécessaire de concilier le mieux possible l'augmentation de la consommation énergétique aux préoccupations environnementales. Dès lors, face à ces différents enjeux, la recherche d'alternatives énergétiques s'est développée avec comme priorité l'application mobile. Différentes pistes sont ainsi explorées à moyen et long terme telles que le Gaz Naturel Véhicule (GNV), le Gaz de Pétrole Liquéfié (GPL), les agrocarburants, les moteurs hybrides, l'électrique et l'hydrogène. Pour que ces pistes soient considérées comme environnementalement pertinentes, elles doivent allier différentes caractéristiques : une production propre et durable dans le temps en faisant appel à une ou plusieurs ressources renouvelables, une fin de vie maîtrisée en améliorant le taux de recyclabilité et une utilisation propre qui se manifeste par peu d'émissions lors de l'utilisation du véhicule. Ce dernier point est sans conteste un des défis les plus difficiles à relever puisque le véhicule est une source mobile d'émission et qu'il est par conséquent peu aisé de capter les émissions engendrées. Peu de ces pistes allient ces différentes caractéristiques mais parmi elles, trois se dégagent nettement. Les agrocarburants, l'électricité produite par une ressource renouvelable et l'hydrogène semblent répondre à ces prérogatives. En effet, les agrocarburants sont produits à partir d'une ressource renouvelable, la biomasse, qui une fois transformée permet d'obtenir des alcools ou des huiles. Ces agrocarburants vont alimenter un moteur thermique. Leur combustion génère différents types d'émissions : du dioxyde de carbone d'origine biotique et des émissions polluantes telles que les oxydes d'azote. L'électricité peut être également considérée comme « propre » si elle est produite à partir d'une ressource renouvelable avec des technologies telles que l'éolien ou le solaire photovoltaïque. De telles technologies n'apparaissent pas pertinentes et pas encore mature pour une application mobile du fait de la question de l'autonomie. Finalement l'hydrogène est un vecteur énergétique et peut être utilisé soit dans une pile à combustible soit dans un moteur thermique. Dans le premier cas, l'oxydation de l'hydrogène dans une pile à combustible entraîne une formation d'électricité, d'eau et de chaleur, par conséquent aucun polluant n'est émis lors du déplacement du véhicule. Dans le second cas, la combustion de l'hydrogène entraîne la formation d'eau et de polluants comme les oxydes d'azote. L'hydrogène, n'étant pas présent dans la nature à l'état pur, doit être extrait de molécules hydrocarbonées telles que les hydrocarbures, l'eau ou la biomasse. L'utilisation de l'hydrogène peut s'avérer pertinente s'il provient d'une ressource renouvelable telle que l'eau ou la biomasse.

Ces trois pistes, les agrocarburants, l'électricité et l'hydrogène, permettent de s'affranchir de la problématique de l'épuisement des ressources non renouvelables et de l'augmentation de l'effet de serre provenant du dioxyde de carbone fossile. Quant à couvrir les appétits énergétiques croissants de la planète, actuellement il semble difficile d'apporter une réponse définitive à cette question. Aujourd'hui, ces nouvelles technologies de l'énergie ne se hissent pas encore aux niveaux des performances et des coûts compétitifs des technologies conventionnelles. La problématique des émissions polluantes lors de l'utilisation du véhicule n'est pas résolue par l'utilisation des agrocarburants tandis que l'utilisation de l'hydrogène dans une pile à combustible y remédie. La piste de l'hydrogène mérite alors d'être explorée de manière plus précise et pourrait en participant à un mixe énergétique une solution à la crise énergétique actuelle. Une rupture technologique, telle que la technologie de la pile à combustible, peut et semble être nécessaire pour surmonter cette crise.

1.2 Une solution envisageable : l'hydrogène

L'hydrogène pourrait se révéler une solution concevable pour diminuer l'impact du secteur des transports.

L'hydrogène n'est pas une source primaire d'énergie mais un vecteur énergétique : c'est un stockage d'énergie dans un assemblage chimique qui pourra être transporté et manipulé jusqu'à être de nouveau décomposé pour restituer l'énergie emmagasinée. La production d'un vecteur énergétique comme l'hydrogène permettrait de tendre vers une « démocratisation » de l'énergie [BOUCHER, 2006], puisque l'hydrogène pourrait être disponible sous différentes formes dans toutes les régions du monde.

L'utilisation de l'hydrogène s'inscrit dans un contexte de « décarbonisation » des carburants [BOUCHER, 2006]. Il s'agit de la variation du taux de carbone par rapport aux atomes d'hydrogène présents dans un carburant ou vecteur énergétique. Depuis près d'un siècle, ce phénomène est observé : effectivement, le bois a cédé sa place au charbon, remplacé lui-même par le pétrole et le gaz naturel et prochainement peut-être par l'hydrogène, l'ultime étape avec une absence totale d'atome de carbone (cf. tableau 1.1). Cette évolution dans le choix des vecteurs énergétiques a été réalisée dans un objectif de gain en efficacité énergétique et dans un contexte de prise de conscience de l'augmentation de l'effet de serre dû principalement au rejet de dioxyde de carbone fossile. Il est important de noter que le

carbone du bois est un carbone d'origine biotique et non fossile et dès lors il ne participe pas à l'augmentation de l'effet de serre.

Tableau 1.1 : Ratio C/H pour différentes sources d'énergie

	Bois	**Charbon**	**Pétrole**	**Gaz naturel**	**Hydrogène**
Ratio de C	10 atomes de C pour 1 de H	1 ou 2 atomes de C pour 1 de H	1 atome de C pour 2 de H	1 atome de C pour 4 de H	0 atome de C pour 2 de H

Ainsi, à mesure que les sources d'énergie ont été remplacées, chaque nouvelle source émet moins de dioxyde de carbone par unité d'énergie consommée mais globalement la quantité de dioxyde de carbone rejetée a augmenté du fait de l'augmentation de la consommation énergétique. Le charbon ne peut pas disparaître subitement du paysage énergétique car il est la clé du développement économique de certains pays émergents tels que la Chine et l'Inde. Un des enjeux est alors de rendre sa production et son utilisation plus propre. Le pétrole quant à lui est paradoxalement la ressource fossile la plus utilisée et celle dont l'épuisement est le plus proche. Dès lors, son coût va croître encore pendant un certain temps et l'enjeu principal est de trouver une source d'énergie moins carbonée. Le gaz naturel est encore relativement abondant et bon marché mais il s'agit d'une ressource fossile que consomment en grande quantité les pays industrialisés et à terme cette importante consommation conduira à son épuisement. Une des solutions pour une utilisation plus propre de ces ressources fossiles serait la séquestration du dioxyde de carbone. Il est tout à fait envisageable de séquestrer le dioxyde de carbone lors des phases de production et d'utilisation, si celles-ci sont centralisées. Mais lors d'une utilisation décentralisée comme par exemple le transport, le piégeage devient beaucoup plus compliqué techniquement. L'hydrogène semble être alors l'ultime étape de cette « décarbonisation ».

1.2.1 Les caractéristiques de l'hydrogène

L'hydrogène est une molécule formée de deux atomes d'hydrogène (H_2). Henry Cavendish a découvert en 1766 les différentes propriétés de l'hydrogène et Lavoisier lui a donné son nom en 1785 dans la mesure où sa combustion avec de l'oxygène donnait de l'eau (« hydro » = eau et « gène » = engendrer). L'hydrogène présente des propriétés très caractéristiques qui apparaissent comme des avantages ou des inconvénients.

Ses qualités :

- il représente 75% de la masse de l'univers, il est donc potentiellement illimité ;
- il possède la structure atomique la plus simple : son noyau se compose d'un proton et d'un électron ;
- c'est un gaz non toxique, inodore et incolore ;
- il est très diffusif.

Ses défauts :

- c'est le plus léger de tous les corps dans des conditions normales de température et pression où il est présent sous forme de gaz ;
- il présente une grande stabilité thermique : des fortes températures ou la présence de catalyseurs sont requises pour le dissocier ;
- il se caractérise par une très faible densité (0,07) : il diffuse alors très facilement à travers les parois métalliques ;
- son pouvoir calorifique volumique est faible ce qui engendre des problèmes lors de son transport et de son stockage sous forme gazeuse ;
- son énergie d'inflammation est faible et son domaine d'inflammabilité très étendu ;
- sa température de liquéfaction est très faible (-253°C).

1.2.2 Utilisation actuelle de l'hydrogène

La production mondiale annuelle d'hydrogène est de l'ordre de 550 milliards de Nm^3 [ALLEAU, 2007]. Dans l'industrie chimique, il présente des usages variés en quantités notables dans l'industrie des phytosanitaires et dans l'industrie pétrochimique (cf. figure 1.1).

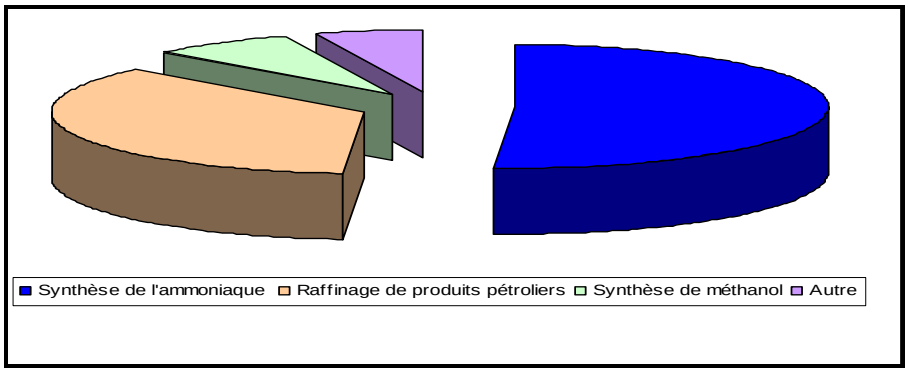


Figure 1.1 : Répartition des différentes utilisations actuelles de l'hydrogène

La moitié de la production mondiale d'hydrogène est destinée à la fabrication d'ammoniac pour la préparation d'engrais. L'emploi de l'hydrogène permet également de produire différents produits tels que le polyuréthane, le méthanol et l'eau oxygénée. Une grande partie de la production mondiale est également utilisée pour la pétrochimie. Durant le raffinage du pétrole, l'hydrogène est utilisé pour piéger le soufre présent dans les carburants. Ce procédé est l'hydrodésulfuration sous une pression de 40 bar et une température avoisinant les 400°C. L'hydrogène est également employé pour l'hydrocraquage des gazoles lourds.

Il est également utilisé de manière plus marginale dans des industries très diverses :

- l'hydrogène a deux utilisations dans l'industrie du verre. La première est son utilisation dans le gaz alimentant les chalumeaux pour le polissage du verre car il augmente le taux de fusion et la qualité du verre et diminue les émissions. Dans un deuxième temps, il est utilisé au cours de la fabrication du verre flotté lors de l'étalement de la nappe de « verre » sur un bain d'étain fondu. L'hydrogène permet ici de créer une atmosphère réductrice pour éviter l'oxydation des métaux ;
- l'hydrogène est utilisé dans les laboratoires d'analyse et pour des contrôles de qualité. L'hydrogène permet de créer une atmosphère réductrice lors de la deuxième cuisson des bobines d'acier et des tôles minces ;
- l'hydrogène est également nécessaire dans l'industrie alimentaire pour l'hydrogénation des huiles insaturées pour les rendre solides à température ambiante et augmenter leur conservation lors de la production de margarine.

L'utilisation de l'hydrogène comme vecteur énergétique est actuellement limitée qu'à la propulsion des lanceurs spatiaux. C'est grâce à la combustion de deux gaz, l'oxygène et l'hydrogène que se produit une détente importante.

1.2.3 Les modes de production de l'hydrogène

Un des enjeux technologiques le plus déterminant de la filière hydrogène est sans conteste sa production. L'hydrogène est systématiquement associé à des atomes de carbone ou d'oxygène dans l'eau et dans de très diverses molécules hydrocarbonées telles que les hydrocarbures sous la forme C_xH_y et la biomasse sous la forme $C_xH_yO_z$. Il doit donc être isolé de ces molécules par différents procédés. Ces molécules étant relativement stables, leur décomposition est difficile et gourmande en énergie. L'hydrogène utilisé dans l'industrie

chimique est produit à partir de combustibles fossiles tels que le gaz naturel. Pour passer du statut de produit chimique à celui de vecteur énergétique, il semble peu pertinent de le produire à partir d'énergies primaires.

Actuellement, l'hydrogène est produit à plus de 90% par vaporeformage du gaz naturel. La production à partir d'hydrocarbures est le mode de production le plus abouti et performant aujourd'hui. A terme et pour une utilisation énergétique, ce mode de production apparaît inapproprié. Dès lors, une réflexion est menée afin de produire de manière « propre » ce vecteur énergétique. Différentes pistes sont ainsi explorées telles que l'électrolyse de l'eau, la transformation thermochimique de la biomasse et plus marginalement l'utilisation d'algues.

1.2.3.1 A partir de combustibles fossiles

Il s'agit de procédés de fabrication de gaz de synthèse par conversion catalytique du méthane ou d'hydrocarbures saturés légers. Ces procédés sont actuellement les plus répandus et présentent de très bons rendements de 85 à 90%. Néanmoins ils génèrent du dioxyde de carbone et du fait de l'épuisement des ressources fossiles, ils ne présentent pas une solution à terme. Trois procédés se distinguent : le vaporeformage, l'oxydation partielle et le reformage autotherme.

Le vaporeformage du gaz naturel

Le gaz naturel est principalement composé de méthane mais contient également du dioxyde de carbone et du soufre. Le reformage à la vapeur ou vaporeformage consiste à transformer le gaz naturel en gaz de synthèse qui est un mélange de H_2, CO, CO_2, CH_4, H_2O, par réaction avec la vapeur d'eau sur un catalyseur au nickel. Ce procédé est actuellement le plus employé pour produire de l'hydrogène et assure plus de 90% de la production [ALLEAU, 2007].

Le procédé se décompose de la façon suivante :

- la désulfuration du gaz naturel à moins de 0,1 ppm de soufre
- le vaporeformage du gaz naturel par de la vapeur d'eau selon la réaction suivante :

$CH_4 + H_2O \leftrightarrow CO + 3H_2O$ avec ΔH (650°C) = 225 $kJ.mol^{-1}$

- l'élimination du monoxyde de carbone par la réaction du « Water Gas Shift » selon la réaction suivante :

$CO + H_2O \leftrightarrow CO_2 + H_2$ avec ΔH (200°C) = - 32 $kJ.mol^{-1}$

- le monoxyde de carbone résiduel est de 0,2%.

Le bilan de ces deux réactions est : $CH_4 + 2H_2O \leftrightarrow CO_2 + 4H_2$ avec $\Delta H = 193\ kJ.mol^{-1}$.

Le gaz de synthèse obtenu est alors composé des espèces suivantes : H_2, CO_2, H_2O, et un peu de CO et de CH_4. Il convient à présent de séparer le CO_2 et H_2. Il existe deux voies de purification du gaz : la méthanisation en deux étapes et le Pressure Swing Adsorption (PSA).

- *La méthanisation en deux étapes*

La première étape est la décarbonatation qui consiste à éliminer le dioxyde de carbone grâce à des procédés aux éthanolamines à une pression de 35 bar ou au carbonate de potassium. Le dioxyde de carbone ne représente plus que 0,005 à 0,1% en volume. La deuxième étape est la méthanation du monoxyde et du dioxyde de carbone résiduaires.

Grâce à ce procédé, la pureté de l'hydrogène est de 95 à 98% et son taux de récupération est de 98%.

- *Le Pressure Swing Adsorption (PSA)*

Il s'agit de l'adsorption des impuretés sur du charbon actif ou des lits de tamis moléculaires de zéolithes. Cette étape ne comporte pas d'étape de décarbonatation donc elle est effectuée directement après la conversion du CO. Grâce à ce procédé, la pureté de l'hydrogène est de 99,9% et son taux de récupération est de 85 à 90%.

Finalement, le procédé de vaporeformage permet d'obtenir un rendement énergétique moyen de 65% et 10 à 11 tonnes de CO_2 émis par tonne d'hydrogène produite.

L'oxydation partielle

Il s'agit de l'oxydation de produits allant du gaz naturel aux hydrocarbures lourds en présence d'oxygène, de vapeur d'eau, à haute température de 1200 à 1500°C et à pression élevée de 20 à 90 bar. La réaction est ici exothermique et se produit le plus souvent sans catalyseur. Cette réaction se décompose en deux étapes :

- la première étape est l'oxydation partielle proprement dite produisant un gaz de synthèse ;
- la deuxième étape est la conversion du CO, le Water Gas Shift.

L'oxydation partielle du gaz naturel permet l'oxydation du méthane suivant les deux réactions exothermiques suivantes : $CH_4 + ½ O_2 \leftrightarrow CO + 2 H_2$ et $CO + H_20 \rightarrow CO_2 + H_2$.

A partir de gaz naturel, le gaz de synthèse obtenu est composé de : 46% d'H_2, 46% de CO, 6% de CO_2, 1% de CH4 et 1% de N_2. Le rendement massique en hydrogène étant de 37,2%.

Le reformage autotherme

C'est semble-t-il un des procédés le plus prometteur puisqu'il ne nécessite aucun apport d'énergie. En effet, en alliant l'oxydation partielle et le vaporeformage, il permet de compenser le besoin de chaleur du vaporeformage par l'apport de chaleur de l'oxydation [DARKRIM-LAMARI et MALBRUNOT, 2006]. Il semble que cette technologie soit privilégiée pour les procédés de reformage embarqués dans les automobiles. A partir de méthane, la composition moyenne du gaz de synthèse obtenu est la suivante : 68% d'H_2, 20% de CO, 10% de CO_2, 2% de CH_4 et N_2.

Produire de l'hydrogène à partir de combustibles fossiles ne peut être une solution qu'à court ou moyen terme du fait de l'épuisement des ressources non renouvelables allant à l'encontre d'une logique de développement d'une filière énergétique durable. L'utilisation de ressources renouvelables est donc la clé de cette filière hydrogène.

1.2.3.2 A partir d'eau

L'électrolyse est une décomposition chimique de l'eau en oxygène et hydrogène sous l'action d'un courant électrique [ALLEAU, 2007]. L'électrolyse de l'eau semble être un procédé propre puisque la matière première utilisée est l'eau pure et les seuls rejets générés sont de l'hydrogène et de l'oxygène. La cellule d'électrolyse est constituée d'un générateur de courant relié à deux électrodes anode et cathode, entre ces deux dernières se trouvent un électrolyte. Ce dernier peut être de trois types :

- une solution aqueuse acide ou basique ;
- une membrane polymère échangeuse de protons ;
- une membrane céramique conductrice d'O_2^-.

Dans le cas d'une membrane échangeuse de protons, les réactions sont les suivantes :

- à l'anode : $H_2O \leftrightarrow ½\ O_2 + 2H^+ + 2e^-$
- à la cathode : $2H^+ + 2e^- \leftrightarrow H_2$

Donc la réaction globale est : $H_2O \leftrightarrow H_2 + ½\ O_2$ avec $\Delta H = 285\ kJ.mol^{-1}$

Son rendement est de 80 à 85%. Cependant, il est important de noter que l'enthalpie de dissociation de l'eau est de $\Delta H = 285\ kJ.mol^{-1}$, la réaction est donc endothermique. Ce procédé nécessite par conséquent un apport d'énergie électrique non négligeable. Or les procédés de fabrication d'énergie électrique ne sont pas tous « propres » certains rejettent des gaz à effet de serre. Plus généralement, pour que ce procédé soit rentable et propre, il faut une énergie peu coûteuse et renouvelable. Il est également possible d'utiliser comme source énergétique les pics de production des centrales nucléaires classiques pendant les heures creuses. Par ailleurs, il est nécessaire que l'eau introduite soit pure car les impuretés potentiellement présentes perturbent le fonctionnement du procédé : formation de boues et présence de chlorures sur les électrodes.

Une amélioration envisageable de ce procédé est l'électrolyse par cycles thermochimiques qui permet une dissociation de l'eau à des températures de 800 à 1000°C. De telles températures pourraient être obtenues grâce à un réacteur nucléaire de nouvelle génération (HTR) encore à l'étude.

1.2.3.3 A partir de la biomasse

Deux types de biomasse sont utilisés pour cette voie de production : les végétaux et les algues.

A partir de végétaux

Selon la directive 2003/30/CE, la biomasse est « la fraction biodégradable des produits, déchets et résidus provenant de l'agriculture (y compris les substances végétales et animales), de la sylviculture et de ses industries connexes ainsi que la fraction biodégradable des déchets industriels et municipaux ». La biomasse destinée à la fabrication de carburant est constituée de végétaux ou de déchets végétaux, il s'agit donc d'une énergie renouvelable. La formule

théorique varie selon les auteurs, nous avons décidé de retenir la formule suivante $CH_{1,44}O_{0,66}$ [DEGLISE et DONNOT, 2004]. En France, il serait possible d'obtenir jusqu'à 20 Mtep/an, ce qui correspond à 10% de la consommation actuelle d'énergie primaire, grâce à la biomasse lignocellulosique mobilisable. Cette dernière est constituée principalement de produits forestiers, de produits agricoles, certains déchets ménagers et assimilés. Par ailleurs, le choix de la biomasse soulève également quelques questions. La biomasse choisie doit présenter un fort rendement en hydrogène, présenter une croissance rapide, nécessiter peu de surface et d'engrais et pouvoir être cultivée à proximité de l'unité de production d'hydrogène. Enfin, l'utilisation de déchets verts ou fermentescibles est peu envisagée du fait d'un problème de non homogénéité qui ne permettrait pas de produire de l'hydrogène de qualité constante. La biomasse lignocellulosique semble être le candidat le plus prometteur pour une utilisation énergétique. Elle présente différents avantages selon les essences cultivées : une pousse rapide en taillis courte rotation, un entretien faible en terme de besoin en eau et en engrais et une existence en climat tempéré. Ce bois peut donc être converti en énergie en générant des combustibles secondaires tels que un gaz de synthèse, des combustibles liquides ou du charbon de bois [DOUARD, 2007]. Se distinguent deux techniques de conversion énergétique du bois (dans une perspective de production d'hydrogène) : la gazéification et la pyrolyse.

- *La gazéification*

La gazéification est une transformation thermochimique d'un combustible solide en présence d'un oxydant gazeux [ALLEAU, 2007] permettant d'obtenir un mélange gazeux combustible. Les premières étapes de la gazéification sont le séchage de la biomasse jusqu'à 120°C puis la pyrolyse jusqu'à 1000°C. A partir de 1000°C, la gazéification ou combustion partielle se produit, le combustible étant en excès par rapport au comburant. Le gaz obtenu appelé gaz de synthèse contient du CO, de l'H_2 et du CH_4 [DEGLISE et DONNOT, 2004]. D'autres produits sont formés à l'état de trace : NH_3, gaz soufrés ou chlorés, NO_x et des produits non gazeux tels que goudrons, charbon, et poussières. Le gaz de synthèse obtenu contient beaucoup de monoxyde de carbone (35% en volume) or il est toxique pour les électrodes de la pile. Il est donc nécessaire de le convertir en dioxyde de carbone par la réaction de « Water Gas Shift » précédemment explicitée. Le monoxyde de carbone résiduel après conversion est de 0,5% en volume. Finalement le gaz de synthèse contient 62% d'hydrogène que l'on purifie par PSA. 85% de l'hydrogène est récupéré d'une pureté de 99,9%. Du dioxyde de carbone est émis mais il correspond au dioxyde de carbone prélevé

dans l'atmosphère par les végétaux eux-mêmes, donc sa contribution à l'augmentation de l'effet de serre est considérée comme nul.

- *La pyrolyse*

La pyrolyse est une réaction de dégradation thermique de la biomasse s'effectuant en milieu non oxydant [DEGLISE et DONNOT, 2004]. Elle se réalise en chauffant à plus de 500°C la biomasse. Ensuite, une étape de vaporeformage permet d'obtenir de l'hydrogène. Afin d'obtenir une grande fraction gazeuse, la pyrolyse doit être réalisé à une température supérieure à 800°C, il s'agit d'une pyrolyse flash. Cependant, les impuretés présentes dans le gaz produit le rendent peu utilisable pour certaines applications telles que l'utilisation dans les moteurs et les turbines. Il peut être utilisable moyennant l'effort financier de la purification.

A partir d'algues

L'algue verte *Chlamydomonas reinhardtii* photosynthétise des sucres. Quand la photosynthèse est impossible, elle puise dans ses réserves d'énergies sucrées et libère de l'hydrogène gazeux en condition anaérobie. Plus précisément, l'organisme photolyse les molécules d'eau grâce à l'énergie solaire. Cette réaction est catalysée par une enzyme hydrogénase qui est inhibée en présence d'oxygène créé lors de la photodissociation. Ce procédé est encore au stade laboratoire et le rendement massique de 10% est dérisoire. Cette technologie est en marge et nécessite encore de longues années de recherche avant de parvenir à un stade industriel économiquement viable.

Finalement aujourd'hui, deux voies de production se distinguent par leur maturité technologique et leurs avantages environnementaux : l'électrolyse et la gazéification de la biomasse.

1.2.4 Les modes de stockage de l'hydrogène

Une fois produit, l'hydrogène gazeux doit être stocké à bord du véhicule. Différents moyens de stockage existent mais peu d'entres eux présentent des performances économiques et environnementales satisfaisantes. En effet, l'hydrogène présente une grande capacité énergétique massique (119930 $kJ.kg^{-1}$) mais une très faible capacité énergétique volumique (10800 $kJ.mN^{-3}$). Le stockage est donc au centre de trois problématiques à résoudre : la mise

en place d'un réseau de distribution efficace, une sécurité et une facilité d'approvisionnement et une autonomie similaire à celle apportée par les carburants conventionnels. Le stockage embarqué de l'hydrogène est soumis, en outre, aux contraintes technico-économiques de l'industrie automobile telles que la place disponible dans le véhicule, la masse accordée et le coût souhaitable. Ces contraintes sont explicitées et chiffrées (cf. tableau 1.2) par le Department Of Energy (DOE) américain.

Tableau 1.2 : Les critères de qualification recommandés par le US DOE [MAZABRAUD, 2004]

		2007	**2010**	**2015**
Capacité gravimétrique	$kWh.kg^{-1}$	1,5	2	3
	$kgH_2.kg^{-1}$	0,045	0,06	0,09
Capacité volumétrique	$kWh.L^{-1}$	1,2	1,5	2,7
	$kgH_2.L^{-1}$	0,036	0,045	0,081
Coût	$\$.kWh^{-1}$	6	4	2
	$\$.kgH_2^{-1}$	200	133	67
Temps de remplissage	Minute	10	3	2,5

Au regard de ces exigences et de ces contraintes, différents modes de stockage ont émergés et différentes technologies peuvent être envisagées : la liquéfaction, la compression et l'adsorption physique. Actuellement, aucune de ces pistes ne semble idéale.

1.2.4.1 L'hydrogène liquéfié

La liquéfaction de l'hydrogène permet de passer d'une phase gazeuse à une phase liquide à une température de 20 K soit -253°C [BOUCHER, 2006]. Un des avantages de ce mode de stockage est que l'hydrogène liquide est 800 fois plus dense que le gaz et permet donc de stocker une plus grande quantité pour un même volume. Cette très faible température de liquéfaction nécessite une technologie performante et une consommation d'énergie non négligeable. L'énergie nécessaire pour liquéfier est égale à 30% du PCI (Pouvoir Calorifique Inférieur) de l'hydrogène. L'hydrogène liquide est alors dit cryogénique et est conservé dans un cryostat (récipient à double isolation thermique) pour tenter de limiter les échanges de chaleur. Toutefois ce genre de récipient n'est pas totalement étanche pour permettre un dégagement gazeux nécessaire afin d'éviter toute surpression. Les pertes sont estimées en moyenne à 1% de la masse par jour pour compenser les pertes thermiques, il s'agit du phénomène de « boil off ». Ce procédé de stockage semble plus qu'intéressant pour une application mobile puisque le rapport volume stocké sur volume du réservoir tend à diminuer. Les densités énergétiques rapportées au réservoir sont de l'ordre de 22 $MJ.kg^{-1}$. Cependant le

phénomène de « boil off » entraîne un vidage du réservoir assez rapide, en moins de deux semaines selon la qualité de l'isolant thermique.

1.2.4.2 L'hydrogène comprimé

Ce mode de stockage est le plus utilisé actuellement et bénéficie d'avancées rapides. Ainsi, actuellement la pression des réservoirs est de 350 bar mais pourrait prochainement atteindre les 700 bar [MAZABRAUD, 2004]. Cette dernière condition de pression correspond à un optimum de compressibilité de l'hydrogène et le volume externe du réservoir est semblable à celui du réservoir cryogénique. Le stockage à haute pression semble convenir pour des quantités de quelques kilogrammes ou dizaines de kilogrammes. Néanmoins, la question de l'encombrement n'est pas encore résolue : la capacité est de 14 $kg.m^{-3}$ à 21°C et à 200 bar. En effet, l'hydrogène comprimé présente une faible masse volumique et le volume de stockage est donc d'environ 40 $L.kg^{-1}$ d'hydrogène. La masse du réservoir sera donc nettement supérieure à celui du gaz contenu. Une des améliorations possible de ce procédé est le couplage entre une haute pression et une basse température pour accroître la masse volumique de l'hydrogène (cf. tableau 1.3)

Tableau 1.3 : Comparatif des différentes masses volumiques de H_2 selon le mode de stockage

	A 293 K et à 1 bar	**A 293 K et à 220 bar**	**A 293 K et à 350 bar**	**A 20 K et à 1 bar (état liquide)**
Masse volumique de H_2 (en $kg.m^{-3}$)	0,08	14,9	23,7	70,9

1.2.4.3 Adsorption sur des hydrures métalliques

Certains métaux et alliages ont la propriété de former des liaisons ioniques ou covalentes avec l'hydrogène. Ils sont regroupés sous le terme d'hydrure et peuvent être décrits comme des composés présentant des liaisons métal-hydrogène. Les hydrures sont divisées en trois groupes selon la nature de la liaison avec l'hydrogène, nous distinguons alors la liaison ionique, covalente et métallique. Nous nous intéresserons aux métaux de transition qui forment des hydrures à liaison métallique appelés hydrures métalliques car ce sont les seuls à présenter un stockage réversible par une dépression ou une légère augmentation de la température [ALLEAU, 2007]. Le stockage de l'hydrogène est donc possible selon la réaction suivante $M + x/2H_2 \rightarrow MH_x$. Un des avantages indéniables de ce procédé est la pression mise œuvre très basse (pression atmosphérique). Les matériaux utilisés sont généralement les terres

rares telles que le lanthane surtout. Mais le nickel et le magnésium peuvent également être utilisés. Cependant, les métaux et les alliages utilisés sont coûteux et la pureté de l'hydrogène conditionne leur capacité d'adsorption du fait de la répétition du cycle adsorption/désorption. De plus, la densité énergétique est encore relativement faible entre 2 et 4 $MJ.kg^{-1}$. En outre, les hydrures sont instables et corrosifs [GALLEY et GATIGNOL, 2001]. Du point de vue énergétique, l'hydruration (adsorption) est exothermique (ΔH = 150 $kJ.kg^{-1}$), cette chaleur doit être évacuée alors que la déshydruration (désorption) est endothermique et nécessite un apport de chaleur. Il est envisagé que dans les véhicules automobiles la chaleur du moteur serve à la désorption et l'adsorption, quant à elle, devra s'accompagner d'un refroidissement du réservoir. Ce mode de stockage a connu un essor important dans la fin des années 90 pour être actuellement délaissé par les chercheurs. Cette perte d'intérêt pour les hydrures s'explique par leur faible capacité massique de l'ordre de 0,5 à 2% avec pourtant une température encourageante de 150°C.

1.2.4.4 Adsorption sur charbon actif

Il s'agit là encore d'adsorption mais sur des matériaux poreux carbonés. Le charbon actif est un matériau poreux à haute capacité d'adsorption, obtenu par la carbonisation de végétaux ou de minéraux tels que bois, tourbe, anthracite, noix de coco [SUN et MEUNIER, 2003]. La surface spécifique de pores où s'adsorbe le gaz est de l'ordre du millier de m^2 par gramme de charbon actif. Généralement, le charbon actif, à une température de 293 K et une pression de 1 bar, permet d'adsorber 14 kg d'hydrogène/m^3. Cette masse est équivalente à celle stockée grâce à la compression à 200 bar et 293 K (cf. tableau 1.3). Le plus couramment, l'adsorption se fait à basse température (77 K) obtenue grâce à une enceinte thermique isolante d'azote liquide et sous pression (30 bar). Des recherches ont été entamées dans le développement des nanotubes de carbone qui sont des structures cristallines de carbone constituées d'un ou plusieurs feuillets de graphite enroulés sur eux-mêmes d'un diamètre nanométrique. Cependant leurs performances de stockage sont inférieures à celle du charbon actif.

Ces différents modes de stockage présentent encore beaucoup d'inconvénients et aucun d'entre eux ne semble assez performant par rapport aux objectifs du DOE (cf. figure 1.2).

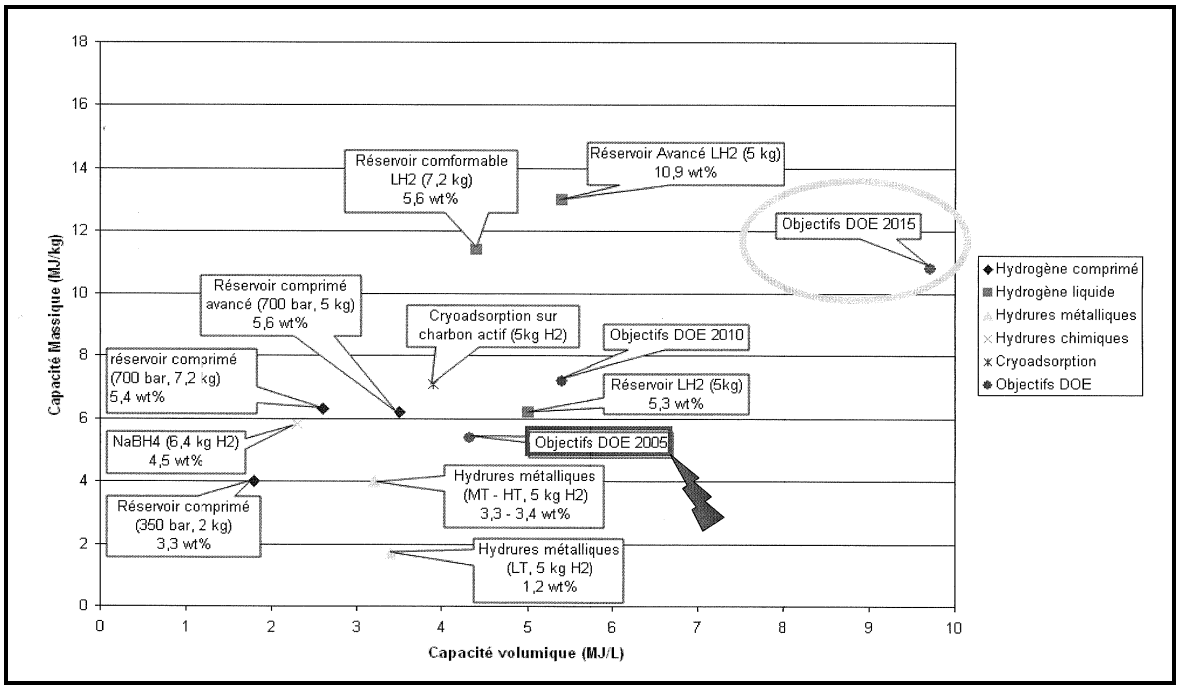


Figure 1.2 : Capacité de stockage des différents modes de stockage inspiré de [JUNKER, 2006]

Le stockage haute pression (700 bar) paraît le plus adapté pour l'instant aux véhicules automobiles mais les hydrures métalliques du fait de leur stabilité semblent prometteurs si il est possible de s'affranchir de leur faible capacité massique de stockage. Le stockage d'hydrogène liquéfié est celui qui se rapproche le plus des exigences du DOE pour 2010 et 2015.

Le stockage, qui conditionne l'autonomie du véhicule, la mise en place d'infrastructures de transport et d'infrastructures de distribution et permet une gestion optimisée du système, est encore un des verrous technologiques de la filière hydrogène énergie. Il convient ensuite d'acheminer l'hydrogène aux utilisateurs.

1.2.5 Le transport de l'hydrogène

Dans l'absolu, les modes de transport de l'hydrogène sont très variés : chemin de fer, autoroutes maritimes, routes et gazoducs. Actuellement, au regard des utilisations de l'hydrogène, la logistique de transport et de distribution de l'hydrogène est limitée aux industries chimiques et pétrochimiques. Dans une optique d'utilisation énergétique de l'hydrogène, cette logistique est sans commune mesure à celle nécessaire pour alimenter un

parc automobile à l'échelle d'un territoire et dépend non seulement de la distance à parcourir mais également du mode de stockage.

1.2.5.1 Le transport par route

En ce qui concerne le transport de l'hydrogène cryogénique et comprimé, le camion est généralement utilisé. Néanmoins, la quantité transportée est très faible, de l'ordre de 3,5 tonnes d'hydrogène par camion (pour une masse totale de 40 tonnes).

1.2.5.2 Le transport par pipelines

Le transport par pipelines est utilisé généralement pour le transport de grandes quantités de gaz. Il représente 1500 km en Europe [MILLET, 2004]. Le transport de l'hydrogène par cette voie est très bien maîtrisé et économiquement intéressant. Les canalisations du gaz naturel peuvent être utilisées. Un autre point intéressant est à noter : il est possible de mélanger du gaz naturel à 10% d'hydrogène car la très grande différence de diffusivité des deux gaz permet de les séparer aisément. Le stockage de gros volume d'hydrogène, dans ces canalisations, est également faisable en période de pointe en régulant la pression.

1.2.5.3 Le transport par voie maritime

Le transport par voie maritime sous forme liquide est parfaitement envisageable mais une isolation renforcée des réservoirs est nécessaire pour maintenir sur une grande distance une telle température.

Plus généralement, le transport engendre une dépense d'énergie et l'idéal serait qu'il en consomme le moins possible, ou, de façon plus réaliste, que l'énergie dépensée soit inférieure à l'énergie transportée. Le gazoduc, quant à lui, semble la solution la moins gourmande en énergie car pour 150 km parcourus seulement 1,4% du pouvoir énergétique de l'hydrogène transportée est consommé.

A la lumière de ces données énergétiques, le transport par route apparaît comme le moins approprié cependant le plus adapté pour desservir les utilisateurs localement. Pour les grosses quantités, il peut être envisagé le chemin de fer et les voies fluviales.

1.2.6 La distribution de l'hydrogène

L'enjeu d'une économie hydrogène est d'assurer la distribution de l'hydrogène en tout lieu et pour tout le monde de façon sécurisée tout le temps et de façon peu coûteuse [BOUCHER, 2006].

La distribution de l'hydrogène diffère selon qu'il est stocké sous forme comprimé, liquide ou adsorbé. Pour l'hydrogène comprimé, le transfert vers le véhicule se fait grâce à une différence de pression : le réservoir a une pression de 5 Mpa en dessous de la réserve. Cependant, lors du remplissage, il se produit un échauffement du fait de l'augmentation de la pression du gaz. Quand le gaz est revenu à température ambiante, une diminution de la pression est observée et ainsi la quantité de gaz transférée est inférieure de 20% environ à celle prévue. Pour pallier ce genre de problème, il est possible de rallonger le temps de remplissage, ou de surdimensionner les équipements ou de refroidir le gaz. Une autre solution est le remplacement d'un réservoir vide par un réservoir plein préalablement rempli en station. Cette solution exige un peu de manipulation mais permet un gain de temps non négligeable. En ce qui concerne, l'hydrogène cryogénique, le remplissage du réservoir d'une automobile demande comme pour le gaz une légère pressurisation et le réservoir ne doit pas être totalement vide pour ne pas se réchauffer. Il est aussi possible comme pour l'hydrogène comprimé de remplacer un réservoir vide par un réservoir préalablement rempli. Dans le cas du stockage sous forme d'hydrures métalliques, le transfert direct ne semble pas la solution la plus appropriée car l'hydruration, ici correspondant au remplissage, est très exothermique, très lente et doit s'accompagner d'un refroidissement du réservoir. Le remplacement du réservoir paraît ici aussi comme la meilleure solution. Enfin, pour l'hydrogène adsorbé sur du charbon actif, le remplacement du réservoir semble la solution la plus indiquée en tenant compte des contraintes sévères de pression et température.

Dans ces trois cas, il apparaît que la solution la plus pratique est le remplacement du réservoir vide par un autre plein. Cette manipulation peut s'avérer complexe du fait du volume et de la masse de certains réservoirs selon le mode de stockage. Il apparaît clairement que ce type d'approvisionnement n'est pas des plus commodes en ce qui concerne la gestion du plein par l'utilisateur. En effet, l'utilisateur doit attendre que son réservoir soit complètement vide pour le changer. Il serait plus aisé de disposer de deux réservoirs en parallèle pour rentabiliser le plus possible la quantité d'hydrogène stockée et éviter le

phénomène en disposant d'un basculement automatique d'un réservoir à l'autre quand l'un des deux est vide. Ainsi, le client acquiert une plus grande souplesse au niveau de son approvisionnement.

A la lumière de cette problématique liée au stockage, transport et distribution de l'hydrogène, aucun consensus n'apparaît pour la mise en place d'une logistique efficace à court ou moyen terme. Le passage du tout pétrole vers un parc automobile tout électrique est caractérisé par la production d'hydrogène en fonction de la demande et des infrastructures de distribution de plus en plus performantes et fiables. Il semble essentiel, alors, de se poser la question d'une éventuelle décentralisation de la production d'hydrogène et d'une production dans la station de distribution même. Cependant, tous les procédés de production ne peuvent pas s'adapter à une production en station. Face à ces problèmes de stockage et de distribution de l'hydrogène, il existe peut-être une réponse : la production embarquée d'hydrogène à partir d'un biocarburant. Cette production embarquée permet de s'affranchir des technologies immatures de stockage et de distribution de l'hydrogène pendant le temps de leur développement et leur sécurisation. Il s'agirait d'une phase de transition permettant de concilier l'utilisation de la technologie de la pile à combustible à une facilité d'approvisionnement en carburant.

1.2.7 Le reformage embarqué

La technologie du reformage embarqué associée à la technologie de la pile à combustible permet dans un premier temps de réaliser une transition douce d'une économie pétrole à une économie hydrogène et dans un deuxième temps, de tester et d'acquérir un retour d'expérience non négligeable sur cette nouvelle technologie.

Il existe différents types de reformage :

- le reformage interne direct : il s'effectue dans une pile Solid Oxide Fuel Cell (SOFC), sur l'anode avec comme catalyseur le nickel ;
- le reformage interne indirect : il se produit dans un compartiment séparé des électrodes mais il est quand même inclus dans l'empilement des cellules d'une pile Molten Carbonate Fuel Cell (MCFC) ;

- le reformage externe : il s'agit d'un reformeur séparé de la pile et est utilisé pour les piles dont la température de fonctionnement est inférieure à 650°C.

Dans l'optique de l'utilisation d'un Polymer Exchange Membran Fuel Cell (PEMFC) qui est une pile à basse température, un reformage externe semble plus approprié. La principale difficulté est de fournir un gaz relativement pur en hydrogène avec un taux de CO inférieur à 10 ppm [LAMY, 2004] puisque le monoxyde de carbone est un poison pour la PEMFC. Divers procédés sont combinés pour satisfaire cette exigence de pureté, avec tout d'abord le procédé de Water Gas Shift puis celui d'oxydation préférentielle (PrOx). Par ailleurs, dans une logique de durabilité, le carburant reformé doit être renouvelable. Le bioéthanol pourrait être un carburant prometteur pour cette technologie de reformage embarqué.

1.2.7.1 Le vaporeformage

Le vaporeformage catalytique est un système principalement utilisé pour les alcools ou le gaz naturel. Le principe a été explicité précédemment (cf. § 1.2.3.1). A partir d'éthanol, les réactions chimiques résultantes de ce procédé sont les suivantes :

- $C_2H_5OH + 3\ H_2O \leftrightarrow 2\ CO + 4\ H_2 + 2\ H_2O$
- $CO + 4\ H_2 + 2\ H_2O \leftrightarrow 2\ CO_2 + 6\ H_2$ avec pour les deux reactions ΔH (298°C) = 170,4 kJ.mol-1

Il convient de la même façon que pour la filière hydrogène direct de faire diminuer le taux de CO du gaz de synthèse. Cependant le degré de pureté requis pour l'hydrogène est moindre puisqu'il n'y a pas d'étapes de stockage de l'hydrogène, étant donné qu'il est directement utilisé dans la pile. Deux étapes de purification sont nécessaires le Water Gas Shift (WGS) et l'oxydation préférentielle. L'étape de WGS a été explicitée précédemment (cf. § 1.2.3.1). La PrOx est l'ultime étape de purification des gaz pour obtenir un taux de CO inférieur à 10 ppm. Ce procédé consiste à oxyder préférentiellement le CO à l'aide d'un faible ajout d'oxygène. La présence d'un catalyseur sélectif permet également d'oxyder préférentiellement le CO et une faible quantité de H_2. Les réactions sont les suivantes :

- $CO + ½\ O_2 \leftrightarrow CO_2$ avec ΔH (298°C) = -283 kJ.mol^{-1}
- $H_2 + ½\ O_2 \leftrightarrow H_2O$ avec ΔH (298°C) = -242 kJ.mol^{-1}

Ces réactions sont fortement exothermiques. La chaleur générée devra par la suite être évacuée afin de ne pas déplacer l'équilibre thermodynamique vers une formation de CO et non de H_2 étant donné l'élévation de température dans le réacteur.

Pour produire de l'hydrogène de manière embarquée, la technologie utilisée est celle du reformage d'une molécule hydrocarbonée. Le reformage embarqué pourrait être mis en place pendant cette phase de transition avec l'utilisation, dans un premier temps, de ressources fossiles et, dans un deuxième temps, de ressources renouvelables. Il s'agit alors de déterminer le carburant précurseur. Son stockage et sa distribution s'effectuent de la même manière qu'un carburant conventionnel car il s'agit de carburant liquide. Afin de tenir les objectifs de production propre et durable de l'hydrogène, il convient d'avoir recours une ressource renouvelable soigneusement choisie pour ses faibles impacts sur l'environnement. Cette ressource pourrait être le bioéthanol.

1.2.7.2 L'éthanol

Sa formule est C_2H_5OH. Il existe deux voies de production de l'éthanol : la voie synthétique à partir d'éthylène et la voie fermentaire alcoolique des glucides. L'éthanol est particulièrement utilisé en mélange avec l'essence à hauteur de 10 à 20% [ZHI FU et al, 2003]. Il permet ainsi d'augmenter l'indice d'octane de l'essence et d'ajouter de l'oxygène qui réduit les émissions de CO lors de la combustion. Il est également utilisable dans des véhicules spécifiques dits polycarburants à hauteur de 85 à 100%. L'éthanol est produit, actuellement, par des plantes saccharifères notamment la betterave en France ou par des amylacées notamment le blé et le maïs. Des recherches sont menées sur la production d'éthanol à partir de biomasse lignocellulosique. Cette filière ne présente pas, pour l'instant, des rendements énergétiques intéressants.

Que l'hydrogène soit produit de manière embarquée ou centralisée, il est ensuite converti en énergie à l'intérieur du véhicule. Deux technologies différentes permettent cette conversion : la pile à combustible et le moteur thermique.

1.2.8 Utilisation de l'hydrogène dans une pile à combustible

La pile est un générateur électrochimique dans lequel l'hydrogène est le combustible et l'oxygène est le comburant.

1.2.8.1 Le principe de fonctionnement

La pile est généralement composée de trois éléments : deux électrodes (une anode et une cathode) séparées par un électrolyte (une membrane). Le principe de la pile à combustible a été découvert en 1839 par un chimiste suisse Christian Friedrich Schönbein. Le principe de fonctionnement est assez simple : de l'hydrogène gazeux est introduit à l'anode où un catalyseur permet de dissocier les noyaux H^+ et les électrons e^-. Les électrons circulent sur un circuit externe alors que les protons traversent l'électrolyte jusqu'à la cathode. A la cathode, de l'oxygène gazeux est introduit et grâce à la présence d'un catalyseur, les protons, les molécules d'oxygène et les électrons réagissent et produisent simultanément de l'eau, de la chaleur et de l'électricité.

Il y a différents types d'électrolytes : les acides et les basiques. Des réactions différentes permettent de les distinguer :

- à l'anode : il y a oxydation de l'hydrogène

$H_2 \leftrightarrow 2\ H^+ + 2\ e^-$ pour l'électrolyte acide

$H_2 + 2\ OH^- \leftrightarrow 2\ H_2O + 2\ e^-$ pour l'électrolyte basique

- à la cathode : il y a réduction de l'oxygène

$½\ O_2 + 2\ H^+ + 2e^- \leftrightarrow H_2O$ pour l'électrolyte acide

$½\ O_2 + H_2O + 2e^- \leftrightarrow 2\ OH^-$ pour l'électrolyte basique

Finalement est obtenu :

$H_2 + ½\ O_2 \leftrightarrow H_2O$ avec $\Delta H = -\ 237$ à $-\ 229$ kJ.mol^{-1} selon que l'eau obtenue est liquide ou vapeur.

Les piles sont classées par type d'électrolyte correspondant souvent aux températures de fonctionnement [MOSDALE, 2003] (cf. tableau 1.4).

Tableau 1.4 : Inventaire des caractéristiques des différentes piles à combustible inspiré de [MOSDALE, 2003]

	Piles à basses températures			**Piles à hautes températures**	
Sigle	PAFC	PEMFC	AFC	MCFC	SOFC
Nom	Phosphoric Acid Fuel Cell	Polymer Exchange Membrane Fuel Cell	Alkaline Fuel Cell	Molten Carbonate Fuel Cell	Solid Oxide Fuel Cell
Température de fonctionnement	160-220°C	60-90°C	50-250°C	650°C	750 à 1050°C
Type de combustible	Hydrogène, méthanol, gaz naturel, biogaz	Hydrogène, méthanol, gaz naturel	Hydrogène pur	Hydrogène, méthanol, gaz naturel	Hydrogène, méthanol, gaz naturel
Type de catalyseur	Platine	Platine	Platine et Nickel	Nickel et 10% de Chrome	Céramique dans une matrice métallique ($Ni\text{-}ZrO_2$)
Type d'électrolyte	Acide phosphorique liquide ($PO_4\ H_3$) imbibé dans une matrice	Polymère solide perfluoré acide avec groupements échangeurs de protons (SO_3H ou COOH)	Electrolyte alcalin : potasse liquide (KOH) imbibée dans une matrice	Sel fondu liquide (LI_2CO_3, K_2CO_3, Na_2CO_3) imbibée dans une matrice	Solide (ZrO_2, Y_2O_3)
Applications	Utilisation stationnaire	Transport, portable, stationnaire	Spatial et transport	Utilisation stationnaire	Utilisation stationnaire
Rendement électrique (%)	35 - 40	40 - 50	45 - 60	45 - 60	55 - 70
Points forts	- Bonne tolérance au CO grâce à sa température de fonctionnement	- Le polymère solide réduit la corrosion et les problèmes de manipulation - Température faible de fonctionnement - Démarrage rapide	- Réaction rapide grâce à l'électrolyte alcalin	- Utilisation possible du CO comme combustible → flexibilité du combustible - Grande variété de catalyseurs - Production de chaleur (cogénération stationnaire)	- Très bon rendement électrique - Catalyseur bon marché (Ni, Zr) - Utilisation possible du CO comme combustible → flexibilité du combustible - Démarrage rapide
Points faibles	- Catalyseur coûteux - Masse et taille importantes	- Sensible au CO et au soufre - Hydratation nécessaire des gaz pour permettre la migration des protons à travers la membrane - Catalyseur coûteux	- Sensibilité au CO_2 - Manque de compacité - Catalyseur coûteux	- Corrosion et panne des composants provoquées par la température élevée	- Corrosion et panne des composants provoquées par la température élevée
Gamme de puissance	200 kW à 10 MW	1 W à 1 MW	1 à 100 kW	500 kW à 10 MW	1 kW à 10 MW

Seules les piles AFC et PEMFC sont utilisées pour une application de transport, la seconde étant la plus développée pour ce secteur et leur principal verrou est la température de fonctionnement.

1.2.8.2 La pile PEMFC

La pile PEMFC est une pile basse température. Les recherches actuelles en font la pile la plus prometteuse pour une application automobile.

Les différents composants de la PEMFC de l'intérieur à l'extérieur sont passés en revue (cf. figure 1.3).

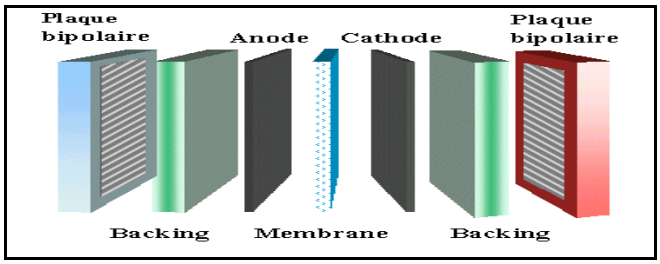


Figure 1.3 : Les composants d'une PEMFC (source : www.annso.freesurf.fr/ PEMFC.html)

La membrane ou l'électrolyte

Dans la PEMFC, l'électrolyte est un polymère solide acide perfluoré sur lequel se greffent des groupements sulfonates SO_3H. Ces groupements sont des fonctions acides de type sulfonique et les atomes d'hydrogène associés à des atomes de carbone ont été remplacés par des atomes de fluor. Ce polymère est appelé Nafion et permet la conduction cationique c'est à dire le passage des protons à travers la membrane. Ce Nafion a une concentration de SO_3H de 1 mmole pour 1,1g de polymère sec. Il s'agit de la solvatation avec 2 à 5 molécules d'eau par proton. Son épaisseur est comprise entre 50 et 200 µm. Les températures de fonctionnement sont de 60 à 90°C et la pression de fonctionnement est généralement égale à la pression atmosphérique mais peut aussi varier jusqu'à 5 bar.

Les électrodes

Les électrodes se composent de platine adsorbé sur des particules de charbon actif améliorant la conduction électronique et d'une petite quantité de Nafion très bon conducteur

cationique. Aux électrodes se produisent les réactions électrochimiques : l'oxydation à l'anode et la réduction à la cathode. Ces réactions sont très lentes et nécessitent donc une température élevée ou la présence d'un catalyseur, ici le platine. Il semble important de noter que la quantité de platine nécessaire aux réactions n'est pas équivalente pour les deux électrodes : en effet, la réaction d'oxydation de l'hydrogène est plus rapide que la réduction de l'oxygène. Donc la cathode présente un plus fort taux de platine. La teneur de platine varie donc de 0,1 mg à un 1 mg.cm-² d'électrode. Les électrodes peuvent subir des frittages progressifs du fait de la présence de monoxyde de carbone et de soufre. La puissance d'une électrode est de 500 mW.cm-².

Les réactions à l'anode sont :

- $2\ Pt + H_2 \leftrightarrow 2\ PtH$
- $PtH + H_2O \leftrightarrow Pt + H_3O^+ + e^-$

Les réactions à la cathode sont plus complexes :

- $O_2 + 4H^+ + 4\ e^- \leftrightarrow 2H_2O$
- $O_2 + 2H^+ + 2\ e^- \leftrightarrow H_2O_2$
- $H_2O_2 + 2H^+ + 2\ e^- \leftrightarrow 2H_2O$
- $Pt + O_2 \leftrightarrow PtO_2$
- $PtO_2 + H^+ + e^- \leftrightarrow PtO_2H$
- $PtO_2H + 3H^+ + 3\ e^- \leftrightarrow 2H_2O + Pt$

Le backings ou couches de diffusion

Il s'agit de matériaux poreux, la plupart de temps du graphite. Cette couche permet la diffusion des gaz qui entrent en contact avec la surface des électrodes plaquées sur la membrane, du fait de leur dispersion et le transfert des électrons de l'anode vers la cathode.

Les plaques bipolaires

Ces plaques sont composées de graphite imprégné de résine phénolique et leur épaisseur est de l'ordre du millimètre. Ces plaques sont appelées bipolaires car elles sont situées entre l'anode d'une cellule et la cathode de la cellule suivante. Les plaques situées à l'extrémité de la pile sont elles appelées plaques terminales. Ces plaques ont un rôle de distribution du gaz, de collecteur d'électrons et d'évacuation de l'eau formée. En ce qui concerne la distribution

du gaz, ces plaques sont parcourues par des canaux de 1 mm de diamètre. Les électrons produits par l'oxydation de l'hydrogène à l'anode sont collectés et circulent sur un circuit extérieur pour rejoindre la cathode. De manière générale, il y a un circuit d'eau de refroidissement dans l'épaisseur des plaques bipolaires. Elles sont très coûteuses dans la mesure où elles sont très difficiles à usiner. Des recherches sont en cours pour l'utilisation de nouveaux matériaux tels que l'acier inoxydable qui doit subir un traitement de surface et un matériau composite composé de polymère et de graphite plus malléable. Il est important de noter la présence d'un joint en polymère entre la couche de diffusion et la plaque bipolaire pour éviter les fuites d'hydrogène.

1.2.9 Utilisation de l'hydrogène dans un moteur thermique

L'utilisation de l'hydrogène dans un moteur thermique est considérée comme une étape de transition vers une économie hydrogène [BRUYERE, 2006]. Ce type d'utilisation permet d'allier une technologie connue, le moteur à explosion et un nouveau vecteur énergétique, l'hydrogène. La combustion d'hydrogène dans un moteur ne génère en théorie que de l'eau. Cependant, si cette réaction se produit à haute température et sous air (donc en présence de diazote), elle produit également du monoxyde d'azote selon le mécanisme dit du NO thermique. Ces derniers représentent un inconvénient de taille en terme environnemental car ils contribuent à de nombreux impacts environnementaux et particulièrement à la pollution photochimique et à la toxicité. Ces deux problématiques environnementales se localisent généralement dans les centres urbains et sont de véritables enjeux dans cette recherche d'alternatives énergétiques.

Au regard des expectatives de l'hydrogène énergie, de nombreux laboratoires et industriels ont entamé des recherches pour le développement de cette filière pour une application mobile et plus particulièrement pour le secteur des transports.

1.2.10 Les filières « hydrogène énergie » étudiées

Le Groupe des Ecoles des Mines (GEM) qui réunit différentes Ecoles présentes sur le territoire français a décidé de financer cette thématique de recherche sur les énergies renouvelables. Le GEM conscient des perspectives de l'hydrogène comme vecteur énergétique a décidé de concentrer ces efforts sur le développement de la filière « hydrogène énergie ». Le terme de filière « hydrogène énergie » est utilisé pour décrire l'ensemble du

cycle de vie d'une filière utilisant l'hydrogène comme vecteur énergétique pour le transport. Cinq Ecoles participent à ce projet : les Ecoles d'Albi, de Nantes, de Paris (Sophia-Antipolis), de St Etienne associée à l'Ecole des Mines de Nancy et à l'Université de Poitiers. Ces écoles ont toutes un domaine de compétence spécifique et travaillent sur un thème précis pour ce projet de développement de la filière « hydrogène énergie » intitulé H_2 PAC avec H_2 pour hydrogène et PAC pour Pile à Combustible. Les activités de recherche des différentes Ecoles sont décrites de manière plus précise :

- l'Ecole des Mines d'Albi étudie la production d'hydrogène par la gazéification de la biomasse lignocellulosique ;
- l'Ecole des Mines de Nantes étudie la purification du gaz de synthèse obtenu après gazéification et le stockage de l'hydrogène pur ;
- les Ecoles des Mines de Paris (Sophia-Antipolis) et de St Etienne étudient l'utilisation de l'hydrogène dans une pile à combustible.

Dans le cadre du développement de filières alternatives pour le transport à travers le projet H_2 PAC, le GEM travaille plus particulièrement sur la filière hydrogène direct. Cependant, le développement d'une telle filière soulève la problématique du stockage de l'hydrogène qui apparaît comme le verrou technologique principal de cette filière. En effet, aucun mode de stockage ne s'avère, pour le moment, satisfaisant et la problématique de son transport et de sa distribution n'est pas résolue. Un mode indirect de stockage d'hydrogène existe à travers un carburant hydrocarboné liquide afin de s'affranchir des problèmes liés au stockage de l'hydrogène. L'utilisation d'un reformeur embarqué permet ensuite de transformer ce carburant liquide hydrocarboné en un gaz de synthèse d'où est extrait et purifié l'hydrogène. Par ailleurs, la technologie de la pile est une technologie de pointe pas encore totalement aboutie pour une application mobile et une intégration à un véhicule. Dès lors, il semble pertinent d'étudier une utilisation plus conventionnelle de l'hydrogène par un moteur thermique classique permettant ainsi de s'affranchir de la mise en place de cette technologie pas encore mature qu'est la pile à combustible. Trois types de filières « hydrogène énergie » sont alors étudiés:

- la filière appelée « hydrogène direct » où le véhicule est alimenté directement avec de l'hydrogène utilisé dans une pile à combustible;
- la filière appelée « bioéthanol-hydrogène » où le véhicule est alimenté en bioéthanol liquide qui est craqué pour obtenir de l'hydrogène utilisé dans une pile à combustible ;

- la filière appelée « hydrogène combustion » où le véhicule est alimenté en hydrogène gazeux utilisé dans un moteur à combustion interne.

La filière « hydrogène direct » représente la filière alternative du futur tandis que les filières « bioéthanol-hydrogène » et « hydrogène combustion » représentent les filières de transition. La première de celles-ci allie l'alimentation du véhicule par un carburant liquide et l'utilisation de la technologie de la pile à combustible. Cette filière permet de s'affranchir de la mise en place d'infrastructures de transport et distribution de l'hydrogène et permet la pénétration du marché par la pile à combustible. La deuxième allie l'utilisation de l'hydrogène et un moteur thermique conventionnel. Cette filière permet de mettre en place une infrastructure de distribution de l'hydrogène et de peu modifier les véhicules du fait de l'utilisation d'un moteur thermique classique. Ces deux filières de transition ne se succèdent pas dans le temps. Elles proposent chacune des options différentes de transition vers une économie hydrogène soit par la pénétration du marché par la pile à combustible soit par la mise en place des infrastructures de transport et distribution de l'hydrogène. Elles illustrent toutes les deux la problématique de l'œuf et de la poule pour la mise en oeuvre de l'économie hydrogène [BOUCHER, 2006]. En effet, les infrastructures de transport et distribution symbolisent l'œuf et un parc automobile équipé de pile à combustible symbolise la poule pour parvenir à terme à une économie hydrogène. Le choix entre ces deux filières peut se réaliser par l'examen des coûts, de la faisabilité technique et/ou des performances environnementales.

En parallèle de cette démarche de développement de filières énergétiques alternatives pour le transport dans un contexte de crise environnementale, il apparaît nécessaire d'évaluer les performances environnementales de ces filières. L'évaluation de ces performances a pour objectif de positionner d'un point de vue environnemental ces filières alternatives par rapport aux filières fossiles actuelles et d'apporter des pistes de réflexion en terme de développement d'alternatives énergétiques. L'Ecole des Mines de St Etienne associée à l'Institut des Risques Industriels, Assurantiels et Financiers de Niort (Université de Poitiers) et à l'Ecole des Mines de Nancy est en charge de l'évaluation des performances environnementales des filières « hydrogène énergie ». Cette approche interdisciplinaire du GEM alliant recherche fondamentale en termes de nouvelles technologies et management environnemental en termes de mesure des performances apparaît comme essentielle, aujourd'hui, au développement durable d'une filière énergétique [BEAUGER et al, 2007].

2 L'Analyse du Cycle de Vie

L'objectif de cette deuxième partie est de justifier le choix de la méthodologie d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) pour l'évaluation environnementale d'un système. Dans un premier temps, il convient de définir la notion d'évaluation environnementale dans un contexte d'aide à la décision. Dans un second temps, un état de l'art des différents outils d'évaluation environnementale est réalisé et les atouts et les inconvénients de chacun sont spécifiés au regard de la nature des systèmes à étudier et des objectifs du GEM. Finalement, la méthodologie, les limites et les applications de l'outil le plus adapté aux objectifs du GEM seront décrites.

2.1 L'évaluation environnementale dans un contexte d'aide à la décision

L'évaluation environnementale est un processus systématique qui permet d'évaluer et de documenter un système (produit ou service) par rapport à l'environnement afin de prendre en compte une des dimensions du développement durable : l'environnement. Il s'agit d'évaluer les performances environnementales d'un système dans une démarche de planification et de prise de décision pour la prévision et la gestion des impacts environnementaux [ANDRE et al., 2003]. Elle permet d'évaluer l'état de l'environnement à un instant donné, les impacts environnementaux engendrés par un anthroposystème et/ou les actions de réparation entreprises par les anthroposystèmes. Les systèmes évalués présentent un fonctionnement normal, nous ne prendrons pas en compte ici les dommages engendrés par un fonctionnement dégradé du système. L'évaluation environnementale doit être réalisée selon certaines règles : les normes, la réglementation, les pratiques courantes dans un cadre formel afin de permettre une prise de décision la plus argumentée objectivement.

L'évaluation environnementale est réalisée dans la plupart des cas dans un contexte d'aide à la décision. Le décideur est la personne ou le groupe de personne à qui revient la prise de décision en ce qui concerne le système étudié. Pour prendre la meilleure décision par rapport aux objectifs initiaux, il s'appuie sur les résultats de l'évaluation environnementale qui doivent être clairs et compréhensibles. L'aide à la décision permet de fournir des éléments de réponse pour une problématique donnée afin que le décideur prenne la décision la plus appropriée. Elle présente différentes possibilités ou options et leurs avantages et inconvénients selon des critères précis. La décision doit être cohérente entre les éléments

apportés et les objectifs initiaux du décideur en d'autres termes la décision finale doit être réalisable et optimale.

Il existe différents outils et méthodologies scientifiques. Le choix de l'outil dépend des objectifs fixés par le décideur et du contexte de l'étude.

2.2 Les différents outils d'évaluation environnementale

Parmi les différents outils d'évaluation environnementale existants, il convient pour notre étude de choisir l'outil le plus adapté à l'évaluation de filières énergétiques alternatives dans un contexte de rupture technologique. Le choix de l'outil dépend de différents critères dont la nature des systèmes à évaluer, leur complexité, les objectifs de l'étude, l'application envisagée et le niveau de détail à atteindre. Nous avons, dans un premier temps, répertorié six outils d'évaluation environnementale les plus couramment utilisés. Parmi ces outils, quatre font l'objet d'une normalisation, un fait l'objet d'une loi et la méthodologie du dernier ne fait actuellement l'objet d'aucune formalisation consensuelle. Les outils intégrant les trois sphères du développement durable n'ont pas été répertoriés.

2.2.1 Les outils normalisés

La méthodologie de quatre outils est normalisée par des normes de management environnemental. Il s'agit de l'évaluation environnementale de sites et d'organismes, de l'évaluation des performances environnementales, de l'analyse du cycle de vie et du système de management environnemental.

L'Evaluation Environnementale de Sites et d'Organismes (EESO) est un outil standardisé [ISO 14015, 2002] qui permet de traduire en conséquences économiques ou commerciales les aspects environnementaux d'un site ou d'un organisme. Cette évaluation peut être réalisée en cours d'exploitation ou à des moments stratégiques de la vie de l'entreprise : lors de transaction commerciale, de signature de police d'assurance ou de la demande de crédit. Cet outil lie les aspects environnementaux aux retombées économiques associées. Les aspects environnementaux sont identifiés, ainsi que les préoccupations environnementales associées mais les impacts environnementaux ne sont pas quantifiés. Seules les retombées économiques en lien avec les préoccupations environnementales sont

calculées. Cet outil est plutôt orienté vers la question financière en intégrant l'environnement en termes de conséquences économiques.

L'Evaluation des Performances Environnementales (EPE) est un outil standardisé [ISO 14031, 2000]. C'est un outil de management interne qui permet d'évaluer l'adéquation entre les critères environnementaux de l'organisme et les valeurs des indicateurs de performance. Cela consiste à recueillir les données des aspects environnementaux, à examiner l'évolution dans le temps des performances environnementales de l'entreprise et la dégradation des milieux impactés. Ces données sont, ensuite, mises en perspective par rapport à la politique environnementale et les objectifs de l'entreprise. Cependant, les aspects significatifs identifiés par la politique environnementale de l'organisme définissent les aspects et impacts considérés lors de l'évaluation. L'organisme peut donc sciemment ne pas identifier, dans sa politique environnementale, les points sur lesquels il se sait peu performant. Ces points ne seront donc pas contrôlés durant l'évaluation de ces performances. Cet outil permet seulement l'évaluation d'un système de management d'un organisme et non l'évaluation de ses réelles performances environnementales.

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) permet l'évaluation environnementale d'un système de produits (un produit, un service ou un procédé) par la qualification et la quantification des flux entrants et sortants et des impacts environnementaux potentiels associés. Cet outil est normalisé par deux normes [ISO 14040, 2006] et [ISO 14044, 2006]. L'ACV s'appuie sur un bilan qualitatif et quantitatif des aspects et des impacts environnementaux potentiels d'un système remplissant une fonction donnée. Les spécificités de l'ACV sont de deux ordres : la pensée « cycle de vie » et la quantification des impacts. La pensée « cycle de vie » permet de pendre en compte toutes les étapes du cycle de vie d'un système allant de l'extraction des matières premières, en passant par l'étape de fabrication, l'étape d'utilisation jusqu'à sa fin de vie. Tout au long du cycle de vie, les flux entrants et sortants de l'environnement sont identifiés et quantifiés afin d'identifier et quantifier les impacts environnementaux associés. Outre ces deux spécificités, l'ACV est reconnue comme un outil holistique au regard non seulement de la prise en compte de toutes les étapes du cycle de vie mais également au regard de l'exhaustivité des impacts évalués. Cette exhaustivité engendre cependant des limites au regard d'une part de la disponibilité et de la qualité des données à recueillir et d'autre part de la mauvaise connaissance des mécanismes d'impacts entraînant une incertitude des résultats. Par ailleurs, la notion de cycle de vie ne permet pas de prendre en compte les caractéristiques

locales des milieux impactés ce qui entraîne une évaluation imprécise des impacts locaux voire régionaux.

Selon les termes de la norme internationale intitulée « Systèmes de management environnemental - Exigences et lignes directrices pour son utilisation » [ISO 14001, 2004], le Système de Management Environnemental (SME) « est la composante du système de management global qui inclut la structure organisationnelle, les activités de planification, les responsabilités, les pratiques, les procédures, les procédés et les ressources pour élaborer, mettre en œuvre, réaliser, passer en revue et maintenir la politique environnementale ». Cette norme est destinée à la certification des sites en spécifiant les exigences et les grandes lignes directrices relatives à la mise en place et l'utilisation d'un SME. Le SME doit être au centre d'un processus d'amélioration continue des performances environnementales du site ciblées dans sa politique environnementale. Afin de vérifier l'amélioration de ces performances, les aspects environnementaux significatifs sont identifiés par le biais d'une analyse environnementale des activités du site. Elle s'applique aux aspects environnementaux que l'organisme a identifiés comme étant ceux qu'il a les moyens de maîtriser.

2.2.2 L'outil réglementé

Un seul des outils répertoriés est réglementé par une loi rendant sa pratique obligatoire dans certaines conditions. Il s'agit de l'étude d'impact.

L'Etude d'impact (EI) est un élément obligatoire du dossier de demande d'autorisation d'une installation classée au regard de la loi 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement, de son décret d'application 77-1141 et de la directive 337/85 CEE du 27 juin 1985. La réglementation européenne sur la réglementation des installations classées, « SEVESO II », a été transcrite en droit français par le décret 2000-258 du 20 mars 2000. Cette évaluation environnementale est élaborée lors de l'installation d'un site industriel ou d'un agrandissement d'un site préexistant. Les installations concernées sont identifiées par une nomenclature au regard de la nature de leur activité et/ou des quantités de certains produits stockés et utilisés sur le site. Elle permet de définir les critères de choix du site, l'état initial du site, d'identifier les impacts environnementaux potentiellement provoqués par l'installation lors de sa mise en service, de son utilisation et de son démantèlement et de prévoir les mesures compensatoires en terme de

budget alloué et de procédures de remise en état du site. Cet outil se distingue par la prise en compte des aspects sociaux et économiques de l'installation et évalue préférentiellement des impacts environnementaux locaux et régionaux tels que l'écotoxicité, la toxicité, l'acidification et l'eutrophisation. Les impacts globaux tels que l'augmentation de l'effet de serre, l'épuisement des ressources et la déplétion de la couche d'ozone peuvent être évalués même si la pertinence de cette évaluation est discutable au regard des objectifs de l'étude.

2.2.3 L'outil ne faisant pas l'objet d'une formalisation consensuelle

L'Empreinte Ecologique (EE) a été développée par deux chercheurs canadiens William Rees et Mathis Wackernagel dans les années 90 [WERNERT, 2006]. Cet outil a ensuite été porté par l'association World Wild Fund et n'a pas encore fait l'objet d'une formalisation consensuelle. Il ne s'agit pas réellement d'un outil mais plutôt d'un indicateur permettant de mesurer la pression exercée par les Hommes sur l'environnement par une quantification de la surface productive nécessaire à une population pour vivre durablement [WERNERT, 2006]. Cette surface est celle dont les Hommes ont besoin afin d'installer leurs infrastructures, exploiter des ressources et absorber leurs déchets de manière continue et à partir des technologies courantes. Cette intensité d'exploitation par l'Homme de la biocapacité naturelle de son environnement s'exprime en unité de surface et notamment l'hectare. L'empreinte écologique agrège différents impacts environnementaux en un indicateur unique et s'appuie la plupart du temps sur l'inventaire de l'Analyse du Cycle de Vie. La conversion des données d'inventaire en surface se réalise à partir d'un facteur de conversion scientifiquement sujet à discussion. Les résultats d'empreinte écologique sont généralement considérés comme statiques reflétant l'état de l'environnement à un instant donné. Le suivi dans le temps de l'empreinte peut permettre d'évaluer l'évolution des contraintes exercées par l'Homme au regard des politiques environnementales en vigueur. Par ailleurs, il présente une vision anthropocentrique de l'évaluation environnementale en prenant en compte uniquement l'épuisement des ressources au regard des besoins humains. L'impact sur les écosystèmes n'est pas évalué. Cet indicateur est actuellement utilisé pour des objectifs de communication et de sensibilisation du fait de son unité très parlante.

Ces différents outils sont comparés selon la nature des systèmes à évaluer et les finalités de l'étude que souhaite réaliser le GEM (cf. tableau 1.5). Les systèmes étudiés sont des filières énergétiques, le terme filière sous-entend la prise en compte de toutes les étapes du

cycle de vie. Dès lors, l'outil doit être capable d'évaluer un cycle de vie complet d'une filière. En outre, le GEM a deux objectifs principaux qui sont la sélection d'une filière selon des critères environnementaux et l'amélioration des filières hydrogène. Donc, les performances environnementales des quatre filières doivent être évaluées tout au long de leur cycle de vie en identifiant leurs points forts et faibles. Les aspects et impacts environnementaux pris en compte doivent être les plus exhaustifs possibles et les transferts de pollution entre les différentes étapes doivent être identifiables. Les résultats obtenus seront utilisés dans un processus décisionnel, l'outil choisi doit donc être un outil d'aide à la prise de décision en termes de contraintes et performances environnementales.

Tableau 1.5 : Récapitulatif des objectifs des différents outils et leur adéquation avec les besoins de l'étude du GEM

Outils	Objectifs	Référence réglementaire ou normative	Points forts	Points faibles
EI	- Etude de l'interaction entre un sous-système localisé et l'environnement - Fonctionnement normal du système	Loi 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux ICPE	- Cibles identifiées (environnement local), analyse de son état initial - Aspects socio-économiques abordés - Mesures compensatoires explicitées	- Non prise en compte de l'ensemble du cycle de vie - Non prise en compte des impacts globaux
EPE	Evaluation des performances environnementales d'un organisme par rapport à sa politique, ses objectifs, ses cibles	Norme ISO 14031	- Processus continu de recueil et d'évaluation des données - Prise en compte de l'évolution des performances dans le temps (indicateurs de performances) - Prise en compte de l'état du milieu récepteur (indicateurs de conditions environnementales)	- Système étudié = un organisme - Manque d'exhaustivité des impacts pris en compte
EESO	Evaluation des conséquences économiques et commerciales associées à des aspects ou préoccupations environnementales	Norme ISO 14015	- Prise en compte des conséquences économiques et commerciales - Utilisation de critères environnementaux pour déterminer les préoccupations environnementales par rapport aux aspects	- Système étudié = un site - Pas de quantification des impacts environnementaux
ACV	Etude de l'interaction potentielle du cycle de vie du ou des systèmes étudiés sur l'environnement = évaluation des aspects environnementaux et des impacts environnementaux liés	Normes ISO 14040 et 14049	- Considération de tout le cycle de vie du ou des systèmes étudiés → prise en compte des transferts de pollution - Vision globale, planétaire - Quantification des impacts potentiels	- Forte agrégation des données → pertes d'informations - Considération uniquement de la sphère environnementale - Non prise en compte des aspects qualitatifs
SME	Système de management permettant de mettre en place des procédures d'évaluation et d'amélioration continue des performances environnementales d'un site	Norme ISO 14001	- Norme destinée à la certification - Identification et quantification des aspects environnementaux significatifs	- Système étudié = un site - Manque d'exhaustivité des aspects et impacts environnementaux pris en compte
EE	Evaluation de l'impact de la consommation d'anthroposystème sur l'environnement en terme de superficie (ha)		- Facilement compréhensible du grand public (outil de communication) - Représentation imagée pour la comparaison « nombre de planètes consommées »	- Vision anthropocentrique → non prise en compte des impacts sur les écosystèmes - Peu d'impacts environnementaux considérés

Au regard de ce récapitulatif (cf. tableau 1.5), le critère éliminatoire, pour certains de ces outils, est la nature du système qui doit être évalué. En effet, l'EI, l'EPE, le SME et l'EESO sont des outils évaluant les aspects environnementaux d'un site ou d'un organisme. Leur méthodologie ne permet pas d'évaluer des filières énergétiques car elles présentent des activités dispersées sur un territoire entre différents organismes. Dans un deuxième temps, pour les outils encore en lice, il s'agit de vérifier l'adéquation de leur utilisation avec les objectifs du GEM. L'empreinte écologique n'est pas un outil mais plutôt une représentation pédagogique des résultats et ne permet donc pas de répondre aux objectifs fixés par le GEM. Un seul outil est alors encore en lice : il s'agit de l'ACV. Cet outil répond aux objectifs de l'étude car il permet de réaliser une comparaison de systèmes pour un service équivalent rendu sur des critères environnementaux tout au long du cycle de vie d'un système.

L'évaluation des ces filières énergétiques sera donc réalisée par le biais d'une ACV.

2.3 Présentation de l'ACV

Après un bref détour de son historique, nous examinerons en détail les différentes étapes qui composent la méthodologie ACV.

2.3.1 Historique des ACV

Les prémices de l'ACV ont fait leur apparition dans les années 60 aux Etats-Unis sous le nom de Resources and Environmental Profiles Analysis (REPA) en d'autres termes les analyses des profils environnementaux et d'utilisation des ressources naturelles. Ces REPA étaient des outils précurseurs en termes d'évaluation environnementale puisqu'ils se distinguaient par une approche cycle de vie [CHAABANE, 1998]. Ces outils permettaient de quantifier les consommations de matière et d'énergie et les rejets liés à un produit tout au long de son cycle de vie. A la fin des années 60, ces outils commencent à être de plus en plus utilisés par les industriels et en 1969, un grand industriel américain, Coca-Cola, commandite une étude, auprès des chercheurs du Midwest Research Institute utilisant cette méthodologie, afin de réaliser une étude comparative pour des emballages de boisson. Cette approche cycle de vie connaît un véritable essor à la fin des années 70 après les deux chocs pétroliers successifs et la prise de conscience des possibles changements climatiques et de l'épuisement de certaines ressources. Ces outils d'évaluation connaissent alors une évolution en intégrant les flux sortants représentant une charge environnementale tels que les flux de déchets. Ces

outils évaluent seulement les aspects environnementaux, en d'autres termes, ils permettent uniquement de réaliser des inventaires en termes de flux de matière et d'énergie entrants et sortants du système étudié. L'introduction de la notion d'impacts potentiels sur l'environnement illustre le passage des REPA aux Analyses du Cycle de Vie (ACV).

En termes de méthodologie, les ACV apportent une finesse et une complexité à l'évaluation environnementale en développant des méthodes de calculs des impacts potentiels sur l'environnement associés aux flux identifiés lors de l'inventaire. Cette avancée méthodologique entraîne un fort intérêt de la part des industriels qui y voient un important potentiel en termes de communication. Aux débuts des années 80, la SETAC, financée par les industriels américains, détermine de manière plus formelle et consensuelle la première méthodologie de l'ACV [GAUTHIER et al, 2002]. Certains acteurs ont fortement contribué à l'émergence de l'étude de l'impact environnemental des produits à travers les ACV. Nous pouvons citer l'office fédéral suisse de l'environnement connu sous la désignation « Buwal » et certains universitaires (Leiden aux Pays-bas, Copenhague au Danemark, Lund en Suède). Buwal a fourni une importante base de données sur les matériaux d'emballages et a développé une des premières méthodes d'évaluation des impacts, en 1984, perçue longtemps comme une méthode de référence : la méthode des volumes critiques.

A la fin des années 80, l'ACV arrive en Europe par l'intermédiaire de la SETAC Europe qui continue de travailler sur le développement de la méthodologie. Bien que l'ACV soit un outil né aux Etats-Unis, c'est en Europe que son développement a connu un véritable essor. En 1991, une des plus importantes réunions de la SETAC Europe organisée par le centre des sciences de l'environnement de l'Université de Leiden (CML) structure pour la première fois l'ACV en quatre étapes. Ce centre a également développé une méthode d'évaluation des impacts, la méthode CML 92. Dans sa nouvelle version, cette méthode est encore la plus utilisée à l'heure actuelle. En 1993, la SETAC publie son premier guide de bonnes pratiques [SETAC, 1993] qui fut la base de tous les développements ultérieurs. Le début des années 90 est également marqué par des tentatives de normalisation pour uniformiser et standardiser la pratique des ACV selon les quatre étapes. L'International Standards Organisation (ISO) a débuté ce travail en 1993 avec le comité technique ISO/TC207, Management Environnemental, sous-comité SC 5, Analyse du Cycle de Vie. Ce travail a abouti dès 1997 avec la norme ISO 14040 intitulée « Principes et cadre » et a continué avec la 14041 en 1998 portant sur la première et deuxième étape de l'ACV, la 14042 portant sur la troisième étape en 2000 et la 14043 portant sur la quatrième étape en 2000. En 2006, l'ISO élabore deux autres normes : la nouvelle version de la 14040 et la 14044 intitulée

« Exigences et lignes directrices ». Ces deux normes annulent et remplacent les normes précédemment citées qui font l'objet d'une révision technique.

A la fin des années 90, en 1996 est lancé le premier numéro du premier journal consacré uniquement à l'ACV. Il s'agit de l'International Journal of Life Cycle Assessment qui est un recueil d'articles sur les applications de l'ACV et ces développements méthodologiques.

En 1990, la première ACV réalisée en France est une étude des produits d'emballages en acier de SOLLAC. Les ACV se sont développées et généralisées au gré des demandes des industriels et au regard de la problématique de la valorisation des déchets d'emballages illustrée par la directive 94/62/CE relative aux emballages et déchets d'emballages. Un des premiers laboratoires français à s'intéresser à cet outil est le Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et des Systèmes Industriels (LAEPSI) de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, par l'intermédiaire de la thèse de Patrick Rousseaux [ROUSSEAUX, 1993], rapidement rejointe par l'ENSAM Paris puis Chambéry. Avant la normalisation de l'ISO, l'Agence Française de NORmalisation (AFNOR) publiait en 1994 une norme expérimentale sous la forme du fascicule de documentation NF FD X30-300 présentant les concepts fondamentaux et la définition de certains termes. La France a donc été la première à élaborer une norme grâce à la demande des industriels et à la poussée d'un bureau d'études Ecobilan créé en 1990. Cet élan en termes de normalisation a été dans un premier temps un moteur pour le développement de la recherche en ACV. Ce mouvement s'est ensuite essoufflé avec seulement quelques laboratoires et industriels travaillant sur le développement de l'ACV. Actuellement, l'ACV retrouve un intérêt dans le domaine de l'écoconception notamment au Japon avec le LCA Research Center par le National Institute for Resources and Environment, en Suède avec le Department of Energy and Environment à l'Université de Technologies de Chalmers, au Canada avec le Centre Interuniversitaire de Recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG), et au Danemark avec le LCA Center entre autres.

Au niveau international, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et la SETAC ont lancé l'Initiative sur le Cycle de Vie. Il s'agit d'un programme de partenariat international permettant aux différents acteurs de l'ACV une pratique efficace grâce à un recueil et une diffusion de l'information, un partage des connaissances, une diffusion des bonnes pratiques et un élargissement des accès aux bases de données.

2.3.2 Les principes de l'ACV

L'ACV est d'après l'ISO 14040 « une compilation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie ». Elle étudie un système appelé système de produits défini par l'ISO 14040 comme « un ensemble de processus élémentaires comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies, qui sert de modèle au cycle de vie d'un produit». Ce système de produits peut être un produit ou un service.

Le point fort de l'ACV est sa vision cycle de vie. D'après la norme ISO 14040, la définition du cycle de vie est l'ensemble des « phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale ». Cette notion permet de prendre en compte toutes les étapes du cycle de vie d'un produit de l'extraction des matières premières, à l'utilisation jusqu'à la fin de vie du produit. Cette démarche globale et systématique rend possible l'identification des déplacements de charges environnementales entre les différentes étapes du cycle de vie, en d'autres termes dans le temps et l'espace. Il s'agit de la notion de transfert de pollution. Ces transferts de pollution peuvent apparaître lors d'une tentative d'amélioration d'un système en agissant sur une étape du cycle de vie. L'amélioration d'une étape peut entraîner des conséquences néfastes sur une autre.

L'ACV est une approche relative puisqu'elle base ses résultats d'inventaire et d'impacts sur une unité de référence, l'unité fonctionnelle. Cette unité permet de structurer l'étude autour de la détermination et la quantification de la fonction du ou des systèmes étudiés. Tous les flux entrants ou sortants sont rapportés à cette unité fonctionnelle.

L'ACV est un outil qui va loin dans la démarche d'évaluation environnementale en évaluant de manière quantitative et scientifique les impacts potentiels sur l'environnement. Cet outil permet de faire un lien entre les aspects environnementaux et les impacts environnementaux potentiels associés et permet de calculer ces impacts à partir des flux de l'inventaire. Généralement, les outils d'évaluation environnementale n'évaluent pas quantitativement les impacts sur l'environnement potentiellement provoqués par les flux de matière et d'énergie identifiés. Il s'agit donc de la spécificité de l'ACV. L'exhaustivité et la

complétude caractérisent également l'ACV. Il est possible d'évaluer un grand nombre de catégories d'impacts connues sur l'environnement en une seule étude.

Cette méthode s'inscrit dans un processus itératif, en d'autres termes, à chaque étape, il est possible et recommandé de revenir aux étapes précédentes en affinant, par exemple, le niveau de détail de l'étude, les objectifs et les frontières du système afin de contribuer aux exigences de complétude et de cohérence de l'étude.

Certaines études basées sur la méthodologie ACV s'arrêtent à l'étape d'inventaire. Ces études sont appelées des études d'Inventaire du Cycle de Vie (ICV). Elles sont réalisées de manière identique à une ACV à l'exception de l'étape d'évaluation des impacts, cette dernière n'étant pas réalisée. L'ICV comporte donc trois étapes et les résultats et conclusions de l'étude sont basés uniquement sur les résultats de l'inventaire : les flux de matière et énergie.

L'ACV se compose de quatre étapes :

1 – Définition des objectifs et du champ de l'étude
2 – Analyse de l'inventaire : bilans matière et énergie du système de produits
3 – Evaluation des impacts potentiels sur l'environnement
4 – Interprétation des résultats

2.3.3 Construction de l'ACV

Les quatre étapes de l'ACV sont décrites de manière plus précise.

2.3.3.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette étape est primordiale pour toute ACV puisqu'elle fixe la finalité, les frontières des systèmes de l'étude dont vont dépendre les choix faits par la suite [ROUSSEAUX, 2005]. La qualité de l'ACV dépend de la rigueur de la réalisation de cette première étape [JOLLIET et al, 2005].

Il s'agit tout d'abord de préciser les finalités et les objectifs de l'étude. Les finalités de l'étude sont déterminées par le décideur, en d'autres termes l'organisme commanditaire de l'étude. Il convient d'expliciter clairement la problématique du sujet, l'application envisagée et le public concerné.

Le champ de l'étude doit être clairement défini afin de s'assurer que le niveau de détail requis est cohérent avec les objectifs du décideur et permet d'y répondre. Il doit rendre compte de certaines informations telles que le type et la fonction des systèmes étudiés, leurs frontières, les règles d'affectation, les catégories d'impacts à évaluer et la méthodologie utilisée, les exigences initiales en termes de qualité des données, l'unité fonctionnelle, les hypothèses et les limites inhérentes et la réalisation ou non d'une revue critique et son type le cas échéant.

La nature et la fonction du système

Le système de produit étudié par l'ACV se caractérise essentiellement par sa fonction. La détermination du type et de la fonction du système ou des systèmes à analyser permet de définir si les systèmes étudiés sont des produits, des procédés ou des services et la fonction choisie pour l'étude. La détermination de la ou des fonctions des systèmes choisies pour l'étude est primordiale notamment dans une ACV comparative car les systèmes étudiés doivent remplir exactement la même fonction [CHEVALIER, 1999].

L'unité fonctionnelle

La détermination de la fonction du système permet ensuite de construire l'unité fonctionnelle qui se définie comme la performance quantifiée du système de produits. Cette unité est destinée à être utilisée comme unité de référence à laquelle les entrants et les sortants sont liés. L'unité fonctionnelle est une valeur définie et mesurable. Elle rend possible la comparaison des résultats obtenus pour un même service rendu pour les différentes alternatives considérées. Le flux de référence doit être déterminé pour chaque système. Il s'agit de déterminer la quantité nécessaire de produit pour remplir la fonction. L'unité fonctionnelle est composée au minimum de trois unités [ROUSSEAUX, 1993] : une unité de service précisant la nature de la fonction, une unité de produit définissant la quantité et la nature du produit et une unité de temps indiquant la durée de réalisation de la fonction. Ces trois composantes sont nécessaires à l'élaboration d'une unité fonctionnelle. Par exemple, pour la comparaison de deux peintures murales, l'unité fonctionnelle peut être exprimée de la manière suivante : la quantité de peinture (unité de produit) nécessaire pour recouvrir une surface donnée (unité de service) et qui dure pendant un temps donné (unité de temps).

Les frontières du système

Un système de produits, objet d'étude de l'ACV, se compose des étapes du cycle de vie (cf. figure 1.4). Ces étapes, appelées processus, peuvent se diviser en processus élémentaires qui sont liés entre eux par des flux intermédiaires (cf. figure 1.5), qui sont liés à d'autres systèmes de produits par des flux de produits et qui sont liés à l'environnement par des flux élémentaires.

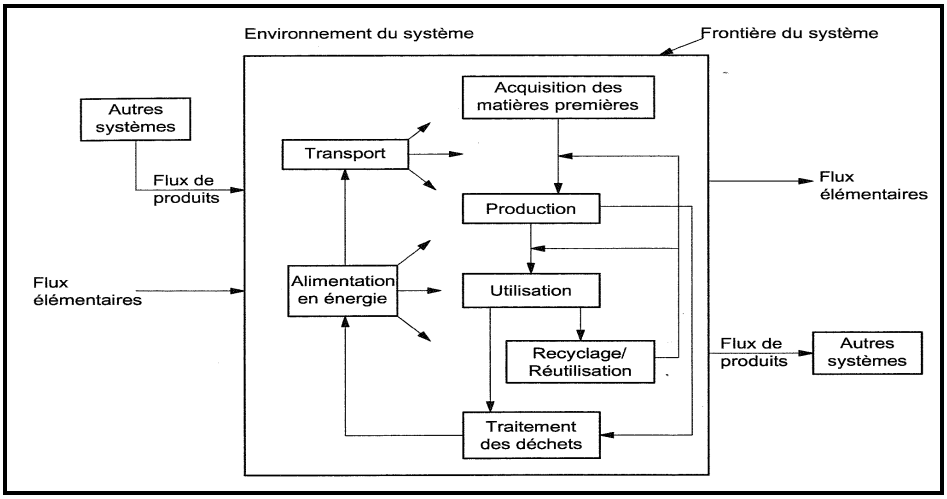


Figure 1.4 : Exemple d'un système de produits [ISO 14040]

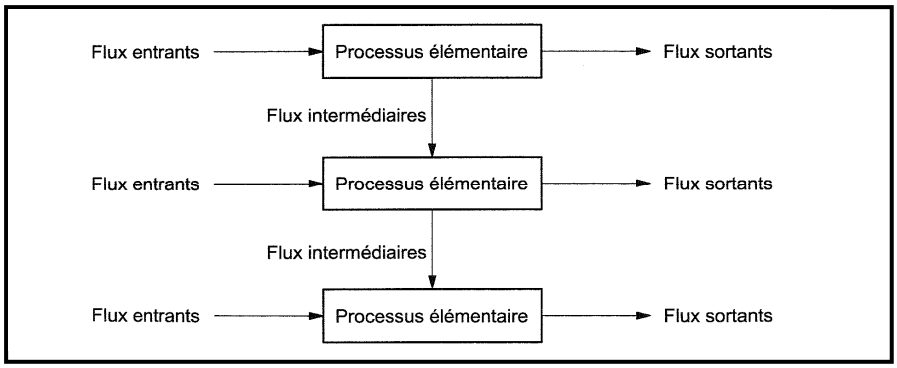


Figure 1.5 : Exemple d'un ensemble de processus élémentaires au sein d'un système de produits [ISO 14040]

Le choix des différents processus élémentaires, des entrants et sortants qui doivent être inclus ou exclus de l'étude et des raisons justifiant ces choix doivent être précisés dans la phase de détermination des frontières du système. Cette phase permet de déterminer quels flux et processus sont pris en compte et modélisés dans l'étude. Généralement, les principales raisons de la restriction des frontières de l'étude sont l'insuffisance des données, leur manque

de précision et/ou leur absence de pertinence. Mais à ce stade de l'étude, il s'avère parfois difficile de savoir ce qui est le plus judicieux et le plus cohérent par rapport à l'objectif de l'étude. Cette étape permet de déterminer le niveau de détail de modélisation requis du système de produits pour satisfaire aux objectifs de l'étude. Idéalement, la détermination des frontières du système doit permettre de modéliser le système de sorte que les entrants et sortants aux frontières soient des flux élémentaires (cf. figure 1.4). Lors de la détermination des frontières du système, il est possible de définir un seuil de coupure permettant d'exclure certains flux entrants et sortants sur des critères massique et énergétique. Si le flux massique ou énergétique est inférieur à ce seuil, il est possible de l'exclure de l'étude s'il ne présente pas de pertinence environnementale, en d'autres termes, si son impact potentiel sur l'environnement est négligeable. Ce critère de pertinence environnementale est transversal aux critères massique et énergétique.

La qualité des données

L'identification et la détermination des flux massiques et énergétiques, entrants et sortants reposent sur le recueil des données lors de l'étape d'inventaire. Il est important d'évaluer le niveau de qualité des données obtenues ou à obtenir [SUH, 2002] afin d'interpréter correctement les résultats selon la fiabilité et les incertitudes de ces données [BENETTO, 2002]. Leur qualité dépend de deux paramètres : leur nature et leur représentativité. Leur nature peut être diverse car les données peuvent être obtenues de différentes façons : par estimation, par mesure, par calcul ou extraites de la bibliographie. Selon leur nature, les incertitudes sont différentes. Leur représentativité est déterminée par différents critères que sont leurs représentativités temporelle, géographique et technologique. Pour chaque type de représentativité, différents paramètres sont à prendre en compte. Pour la représentativité temporelle, il est important de considérer l'âge et le temps de mesure de données. Pour la représentativité géographique, la zone géographique concernée doit être cohérente avec les objectifs de l'étude. Pour la représentativité technologique, les critères sont l'âge et la reproductibilité de la mesure. Connaître la fiabilité des données et leurs incertitudes permet de fixer un seuil de significativité lors de l'étape d'évaluation des impacts. Ce seuil permet de comparer les valeurs d'impacts pour différents systèmes et de s'assurer que l'écart entre ces valeurs et le classement qui en découle ne sont pas dus à l'incertitude des données.

La revue critique

L'ACV a été et est encore un outil très usité dans une stratégie de communication environnementale. La communication de résultats d'ACV a un impact fort sur l'image d'un produit ou d'un industriel et peut constituer une stratégie concurrentielle. Il apparaît donc important de s'assurer de la validité et de la transparence des résultats communiqués. Pour ce faire, il convient de réaliser une étude attestant de la transparence et de la conformité des méthodes utilisées, des hypothèses fixées et des données recueillies. Cette étude peut être réalisée dans une recherche de crédibilité. Ce type d'étude est appelé « revue critique ». Il existe deux types de revue critique : la revue critique réalisée par des experts internes ou externes et la revue critique des parties intéressées avec uniquement des experts externes. Les experts doivent appartenir au domaine de l'ACV et/ou au domaine du système de produits étudié. Ce comité d'experts effectue des vérifications en ce qui concerne la conformité de l'étude avec la norme en vigueur, la détermination précise des objectifs de l'étude, des données utilisées et de leur qualité, des hypothèses posées, du choix des catégories d'impacts à évaluer, de leur caractère potentiel, des modèles de caractérisation choisis et de la nature relative des résultats. Si l'ACV comprend une phase plus subjective lors de l'évaluation des impacts telle que l'utilisation de méthode de normalisation et de pondération, le rapport de l'ACV doit spécifier clairement les méthodes utilisées. Cette revue critique revêt un caractère essentiel pour une communication des résultats d'une ACV comparative au public car ces résultats sont susceptibles d'affecter des parties intéressées extérieures à l'ACV. Cette revue critique peut être effectuée à la fin de l'ACV ou pendant sa réalisation. Cette deuxième possibilité permet une vérification systématique de la conformité avec la norme, une meilleure interaction entre le comité d'experts et le praticien et une réaction plus rapide de celui-ci sur des points de l'ACV à éclaircir. Une revue critique se conclue par un rapport rédigé par l'expert ou le responsable du groupe d'experts qui donne une appréciation de la cohérence et de la crédibilité de l'analyse. Si cette revue est utilisée comme un argument de communication, le rapport doit être publié sans coupure ni interprétation de cette revue.

2.3.3.2 Analyse de l'inventaire : bilans matière et énergie du système de produits

La deuxième étape consiste à recueillir les données et à calculer les flux entrants et sortants du système de produits par rapport à l'unité fonctionnelle choisie. Il s'agit de l'inventaire. Il permet d'identifier les flux élémentaires et intermédiaires entrants et sortants.

Les flux élémentaires seront ainsi précisés :

- entrants : matière ou énergie entrants dans un processus élémentaire qui est la plus petite partie d'un système de produit pour laquelle les données de l'inventaire de cycle de vie sont collectées
- sortants : matière ou énergie sortants d'un processus élémentaire

Cette compilation de données peut s'effectuer à l'aide d'un document de collecte type et de diagramme de flux de processus. Le document de collecte permet une bonne traçabilité des données en faisant apparaître sur un même document la valeur de la donnée et les informations permettant de vérifier sa qualité en termes de source, nombre de mesures, instrument de mesure, durée de la mesure, date de la mesure, lieu géographique,... Il permet également de procéder à une actualisation aisée des données dans un contexte d'utilisation en routine de l'ACV. Un diagramme de flux ou arbre des procédés est construit, d'une part, de manière qualitative à partir de la détermination des frontières de l'étude et, d'autre part, de manière quantitative avec les données d'inventaire. La vérification de la qualité des données se réalise à travers le diagramme des flux en contrôlant l'équilibre des bilans matière et énergie.

Le recueil des données s'avère être une tâche longue et fastidieuse du fait, d'une part, de la recherche à proprement dit des données de qualité, et d'autre part, du contexte itératif de cette phase de l'étape d'inventaire. En effet, lors de l'inventaire, au fur et à mesure que les données sont recueillies, des incohérences avec les objectifs et/ou le champ de l'étude peuvent être mises à jour. Dès lors, il apparaît parfois nécessaire de revenir à l'étape précédente pour réviser les objectifs et le champ de l'étude préalablement définis.

Une fois toutes les données recueillies, elles doivent être rapportées à l'unité fonctionnelle établie au préalable. Tous les flux sont donc ainsi « normalisés » à l'unité fonctionnelle. Les procédures de ces calculs doivent être clairement décrites.

Dès que les flux sont rapportés à l'unité fonctionnelle, il est possible de réaliser une détermination plus précise des frontières en utilisant un seuil de coupure. Ce seuil permet d'exclure certains flux considérés comme négligeables au regard de trois critères : la masse, l'énergie et la pertinence environnementale. Il s'agit de simplifier l'étude en ne prenant en compte que les flux les plus pertinents en termes d'importance relative par rapport aux autres flux et en termes de pertinence environnementale. Pour les flux de matière, le critère massique

permet de déterminer la prise en compte d'un flux selon sa proportion aux autres flux. Pour les flux d'énergie, le critère énergétique permet de déterminer la prise en compte d'un flux selon sa proportion aux autres flux. Si un flux matière ou énergie présente une proportion négligeable par rapport aux autres flux matière ou énergie, avant de l'exclure de l'étude, il convient de vérifier si la nature de ce flux ne présente pas un intérêt dans le cadre d'une évaluation environnementale. Cette vérification est représentée par le troisième critère qui est la pertinence environnementale et permet de contrôler si les flux promis à exclusion ne présentent pas de caractère « polluant » important. Cette utilisation d'un seuil de coupure est incluse dans la mise en place d'un processus itératif.

Lors de l'inventaire, certains processus peuvent engendrer différents types de produits (cf. figure 1.6) et inclure des boucles de recyclage. Il convient alors de déterminer les règles d'imputation pour ces processus produisant des produits multiples ou avec des boucles de recyclage. Ces règles permettent d'affecter la charge environnementale entrante au produit concerné.

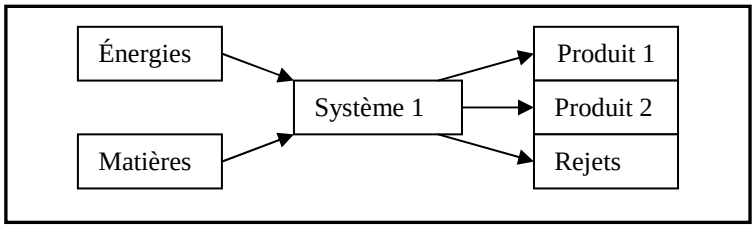


Figure 1.6 : Schéma d'un système produisant deux types de produits

Différentes techniques existent pour les imputations à cofonctions simultanées :

- au prorata des grandeurs physiques reliant l'entrée à la sortie (par exemple, la quantité de matière ou la quantité d'énergie) ;
- au prorata du prix des produits ;
- une comparaison entre différents systèmes : le système 1 (cf. figure 1.6) comparé au (système 2 + système 3) (cf. figure 1.7), chacun produisant respectivement un produit similaire au produit 1 et un produit similaire au produit 2.

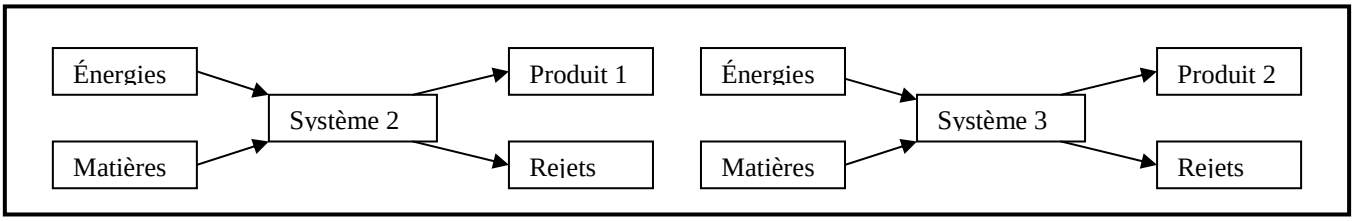


Figure 1.7 : Schéma de l'extension possible des frontières à d'autres systèmes

Pour les systèmes présentant une boucle de recyclage, il s'agit d'imputation à cofonctions successives. Il faut tout d'abord savoir si la boucle est ouverte avec l'utilisation du produit recyclé dans un autre système ou fermée avec l'utilisation du produit recyclé dans le système qui nous concerne. La norme recommande d'éviter autant que possible les imputations en divisant le procédé étudié en sous-unité ou en étendant le système de produits. Si l'imputation est inévitable, les solutions proposées pour les systèmes à cofonctions simultanées peuvent être appliquées.

Dans tous les cas, il est évident que de répartir la charge environnementale selon la valeur économique des produits n'est pas la solution la plus judicieuse du point de vue environnemental [CHEVALIER, 1999].

Lorsque l'inventaire est achevé, dans certains cas il est possible de ne pas réaliser l'étape d'évaluation des impacts et d'interpréter uniquement les résultats de l'inventaire. Ce type d'étude se nomme Inventaire du Cycle de Vie et dépend des objectifs fixés au préalable. Ce type d'étude peut être effectué lorsqu'il y a peu de données recueillies ou des objectifs peu ambitieux. Plus le système de produits est complexe avec un nombre important de données d'inventaire à traiter, moins il est possible d'interpréter de manière pertinente ces données du point de vue environnemental. Dans la plupart des cas, la troisième étape d'évaluation des impacts est nécessaire au regard soit des objectifs de l'étude, de l'extension et de la complexité du champ de l'étude soit de la quantité des données à traiter.

2.3.3.3 Evaluation des impacts potentiels sur l'environnement

Cette troisième étape permet de faire le lien entre les données de l'inventaire et les impacts environnementaux auxquels ils peuvent théoriquement contribuer. Il s'agit non seulement du point névralgique de l'ACV, sa spécificité mais également de l'étape la plus

complexe et controversée car elle met en jeu la compréhension des mécanismes d'impacts et l'utilisation de méthodes de caractérisation et d'indicateurs d'impacts pour leur calcul.

Cette étape d'évaluation des impacts comporte trois phases : la classification, la caractérisation et l'évaluation. Selon la norme, les deux premières phases sont obligatoires alors que la troisième est facultative car elle peut introduire de la subjectivité qui est inévitable dans toute évaluation environnementale comparative.

Préalablement à la phase de classification, le décideur choisit les différentes catégories d'impacts à évaluer par rapport aux objectifs et au champ de l'étude. Idéalement, l'étude doit tendre vers l'exhaustivité des impacts à évaluer mais selon les objectifs il est possible de choisir un nombre d'impacts limités. Ce nombre limité d'impacts entraîne des limites dans l'interprétation des résultats et doit être justifié.

La classification des impacts potentiels

La première partie de cette troisième étape de l'ACV est la classification des impacts potentiels. Il s'agit de lister les différents impacts potentiels du système par rapport aux résultats obtenus par l'inventaire. Le terme « potentiel » est utilisé car les impacts calculés ne sont pas des impacts réels du fait de la mauvaise connaissance, d'une part, des mécanismes d'apparition des impacts et, d'autre part, du devenir des substances émises dans l'environnement. Il faut veiller à représenter « tous » les impacts environnementaux potentiels, veiller à leur non redondance et à leur mesurabilité. Les catégories d'impacts environnementaux peuvent être classées par rapport à l'échelle spatiale qu'ils concernent (cf. tableau 1.6). Parmi ces catégories d'impacts, les nuisances (en tant que bruit, odeurs et impact paysager) sont rarement évaluées en ACV car les effets liés sont difficilement observables et/ou mesurables.

Tableau 1.6 : Répartition des différentes catégories d'impacts selon l'étendue spatiale potentielle de leurs effets

	Echelle globale	**Echelle régionale**	**Echelle locale**
Catégorie d'impacts	Augmentation de l'effet de serre	Acidification	Toxicité
	Déplétion de la couche d'ozone	Eutrophisation	Ecotoxicité
	Epuisement des ressources non renouvelables		Nuisances (bruit, odeurs, impact paysager)
		Pollution photochimique	

Puis les données de l'inventaire sont affectées aux différentes catégories d'impacts. Cette étape permet de traduire les données d'inventaire en classe d'impacts. Il s'agit d'une première « agrégation » qui permet de réduire le nombre de paramètres [KHALIFA, 1999]. Par ailleurs, une substance peut contribuer à différents impacts. Or l'ACV ne sait pas répartir les différentes proportions d'une substance entre les différents impacts auxquelles elle participe. Dès lors, la totalité du flux d'une substance est attribuée à chaque impact potentiel auquel elle est susceptible de contribuer. Le fait d'attribuer la totalité du flux d'une substance à chaque impact auquel elle prend part entraîne une majoration de ces impacts d'où le terme impact potentiel. Cette technique est la seule solution utilisée puisque les mécanismes de répartition du flux d'une substance ne sont pas connus.

La caractérisation

La caractérisation permet la quantification proprement dite des impacts. Un impact environnemental se caractérise par deux systèmes : un système source, une activité humaine appelée anthroposystème qui agit sur un système cible, une composante de l'environnement et qui entraîne sur ce deuxième des changements observables et mesurables. En ACV, l'anthroposystème est représenté par le système de produits et plus précisément par les flux élémentaires entrants et sortants. La composante de l'environnement est représentée par le milieu impacté. Le lien entre le flux émis par l'anthroposystème et son effet sur l'environnement est réalisé par l'indicateur d'impact. Pour réaliser le calcul des impacts, il convient de choisir des indicateurs d'impact. Ce choix dépend de l'application envisagée. Cette étape représente une perte d'information du fait du choix des indicateurs et de l'agrégation des données mais en contre partie permet de modéliser les impacts potentiels pour une interprétation globale plus aisée des résultats d'inventaire.

Un impact se calcule selon la formule suivante : $RI = \sum (m_i \cdot F_i)$ avec RI le résultat d'impact calculé, m_i la masse du flux i en kg et F_i le facteur de caractérisation ou indicateur d'impact. L'unité de RI dépend de l'unité de F_i qui selon la méthode de calcul choisi présentent des unités différentes (cf. annexe 1).

Les indicateurs d'impacts traduisent l'effet potentiel sur l'environnement d'une quantité de substance émise par un système. Ces indicateurs sont construits à partir des propriétés intrinsèques de la substance et/ou à partir des conditions des milieux impactés. Les

caractéristiques d'élaboration des ces indicateurs sont regroupées dans un ensemble plus vaste appelé méthode de caractérisation. Différentes générations de méthodes ont vu le jour et ont été construites de manière très distincte. Ces méthodes sont appelés modèles de caractérisation mais selon la méthodologie qu'ils emploient, ils réalisent aussi bien la classification, la caractérisation et l'évaluation. Ce mémoire ne fait pas état de toutes les méthodes existantes mais des méthodes les plus employées. Cette étape étant encore à l'état de développement, il n'existe pas de méthode universelle ayant obtenu un consensus de la part de la communauté scientifique des ACV. La norme ISO 14040 fait seulement état d'un cadre conceptuel. Cette étape doit alors être présentée avec le plus de transparence possible et le choix de la méthode d'évaluation doit être clairement explicité. Ces méthodes sont construites de manière très différente et nous pouvons les classer selon les points clés de leur méthodologie. Il existe deux façons de les classer : le classement au regard de l'existence d'une classification des impacts et le classement au regard du caractère conformiste ou scientifique des méthodes de caractérisation des impacts.

Deux écoles sont répertoriées:

- école à thèmes environnementaux ;
- école sans classification.

Deux méthodologies différentes sont identifiées :

- méthode conformiste dite « non scientifique » utilisant des seuils de référence, normes ou seuils admissibles ou calculs monétaires ;
- méthode « scientifique » utilisant la connaissance des mécanismes d'impact pour déterminer des facteurs d'impact.

Les relations entre ces deux typologies de classement sont présentées dans le tableau 1.7.

Tableau 1.7 : Comparaison des caractéristiques des différentes méthodes de caractérisation

		Volumes critiques	Ecopoints	EPS	CML 2000	EI 99	Impact 2002+	EDIP
Deux Ecoles	A thèmes	X		X	X	X	X	X
	Sans thèmes		X					
Deux méthodologies	Conformiste	X	X	X				
	Scientifique				X	X	X	X

- *Les méthodes conformistes*

Les méthodes conformistes se réfèrent à des seuils de tolérance en termes d'émission ou d'extraction généralement fixés par la loi. Ces méthodes ne se basent pas uniquement sur les

connaissances scientifiques en termes de mécanismes d'impacts. Elles se basent sur des seuils qui sont déterminés à partir des connaissances environnementales et/ou des contraintes technico-économiques des secteurs d'activité concernés. Ces méthodes sont soumises à une forte influence des pouvoirs politiques en place et des lobbys industriels. Elles sont dépendantes de la volonté des politiques et de leur possible inertie face aux nouvelles connaissances scientifiques. En outre, ces méthodes sont influencées par divers aspects sociaux intégrés dans l'élaboration des seuils à travers la prise en compte des contraintes technico-économiques des secteurs d'activité et de la santé humaine. Il s'agit de la première génération des méthodes de caractérisation, la méthode des volumes critiques datant de 1984. Dans le cadre des ACV, ces méthodes sont de moins en moins recommandées car elles ne sont pas « scientifiquement » crédibles et n'apportent pas forcément des résultats utiles et utilisables. Elles sont peu représentées dans les logiciels d'ACV.

La méthode des volumes critiques a été développée dans un contexte d'évaluation des matériaux d'emballages en Suisse en 1984. La notion de volume critique est définie par le volume d'air ou d'eau nécessaire pour diluer la quantité émise calculée pour une substance polluante pour l'amener en dessous des limites prévues par les lois en vigueur. Cette notion a été complétée par le calcul de la consommation d'énergie et du volume des déchets solides. Pour la consommation d'énergie, l'addition de l'énergie de type thermique et électrique est réalisée à partir d'un équivalent entre les deux. Pour les déchets, il s'agit de calculer le volume occupé en décharge. Tous les déchets sont considérés sans différentiation du fait de leur nature ou origine. Cette méthode est la plus ancienne et présente un niveau de finesse assez grossier. Il s'agit d'une méthode conformiste n'utilisant pas de classification par thème environnemental.

La méthode des écopoints a été élaborée afin d'optimiser le choix des emballages face à la réglementation. Cette méthode utilise une unité unique, l'écopoint. La notion d'écopoint repose sur la notion de saturation écologique fondée sur la comparaison entre la charge environnementale d'un anthroposystème et la valeur cible. La valeur cible peut être définie par le niveau d'émission de polluants ou de consommation de ressources admissibles. L'indice de saturation écologique, aussi appelé écofacteur détermine, à partir des charges environnementales admises et émises, la contrainte sur l'environnement d'un flux dans une région précise. Il dépend de la charge maximale admise et d'un facteur de normalisation défini par le niveau réel des émissions ou extractions en Suisse. Cet écofacteur est déterminé

pour chaque substance et multiplié par la masse de chacune. Nous obtenons alors un écopoint pour chaque flux, c'est une grandeur sans dimension. L'impact global du système est déterminé en sommant les écopoints de tous les flux considérés.

La méthode Environment Priority Strategy (EPS) est une méthode suédoise développée pour Volvo. C'est une méthode à thèmes environnementaux qui permet d'intégrer une dimension monétaire basée sur la notion du prix à payer selon le principe pollueur-payeur [STEEN et al, 1999]. Les thèmes environnementaux sont appelés domaines de sauvegarde et sont au nombre de cinq : les ressources, la santé humaine, la production, la biodiversité et l'esthétique. L'expression de ces dommages est basée sur leur valeur monétaire. Le coût de l'épuisement des ressources est évalué par le surcoût dans le futur de leur extraction. Le coût des pertes de production est évalué par les dysfonctionnements en termes de rendement et de dommages industriels, en d'autres termes, le coût induit par les pertes directes. Le coût des trois autres domaines est évalué sur la base du consentement à payer. L'unité de cette méthode est le « Environmental Load Unit » (ELU). Cette méthode donne donc des résultats en ELU parlant pour les décideurs mais sujet à discussion concernant la quantification monétaire des impacts irréversibles tels que l'augmentation de l'effet de serre et l'épuisement des ressources fossiles. La méthode EPS est considérée par certains comme une méthode orientée dommages puisqu'elle quantifie monétairement les dommages.

- *Les méthodes « scientifiques »*

Les méthodes « scientifiques » évaluent les impacts environnementaux potentiels à partir des connaissances des mécanismes d'impacts. Ces méthodes sont généralement les plus utilisées car elles jouissent d'une meilleure crédibilité que celle des méthodes conformistes. Au sein de ces méthodes « scientifiques », certaines divergences existent puisque les connaissances des mécanismes d'impacts sont assez limitées. Ces incertitudes sont dues essentiellement à une mauvaise connaissance du devenir des substances, de leurs interactions et de leurs propriétés intrinsèques en termes d'effet sur la cible. Certains détracteurs affirment qu'au regard des incertitudes entraînées par ces méthodes, l'étape d'évaluation des impacts n'est pas fiable, les résultats sont donc ininterprétables. Pour les plus virulents, ils préconisent même d'arrêter l'analyse à l'étape d'inventaire du cycle de vie. Il est important de rappeler que cette étape de quantification des impacts est la spécificité de l'ACV et ne faisant certes pas état d'un consensus en termes de méthodologie de caractérisation, la communauté internationale de la SETAC s'accorde sur son besoin de développement et son importance car

il semble complexe de tirer des conclusions sur les simples données d'inventaire. Dès lors différentes générations de méthodes se sont succédées en se complexifiant. Cette évolution des méthodes a pour but d'intégrer le plus grand nombre de paramètres nécessaires afin de diminuer les incertitudes. Deux approches existent alors : les méthodes *midpoint* et les méthodes *endpoint* (cf. figure 1.8). Elles se différencient par leur positionnement sur la chaîne cause à effet d'un impact : les méthodes *midpoint* se situent au début de la chaîne cause à effet alors que les méthodes *endpoint* se situent à la fin de cette même chaîne intégrant ainsi un plus grand nombre de paramètres en ce qui concerne les mécanismes d'apparition des impacts.

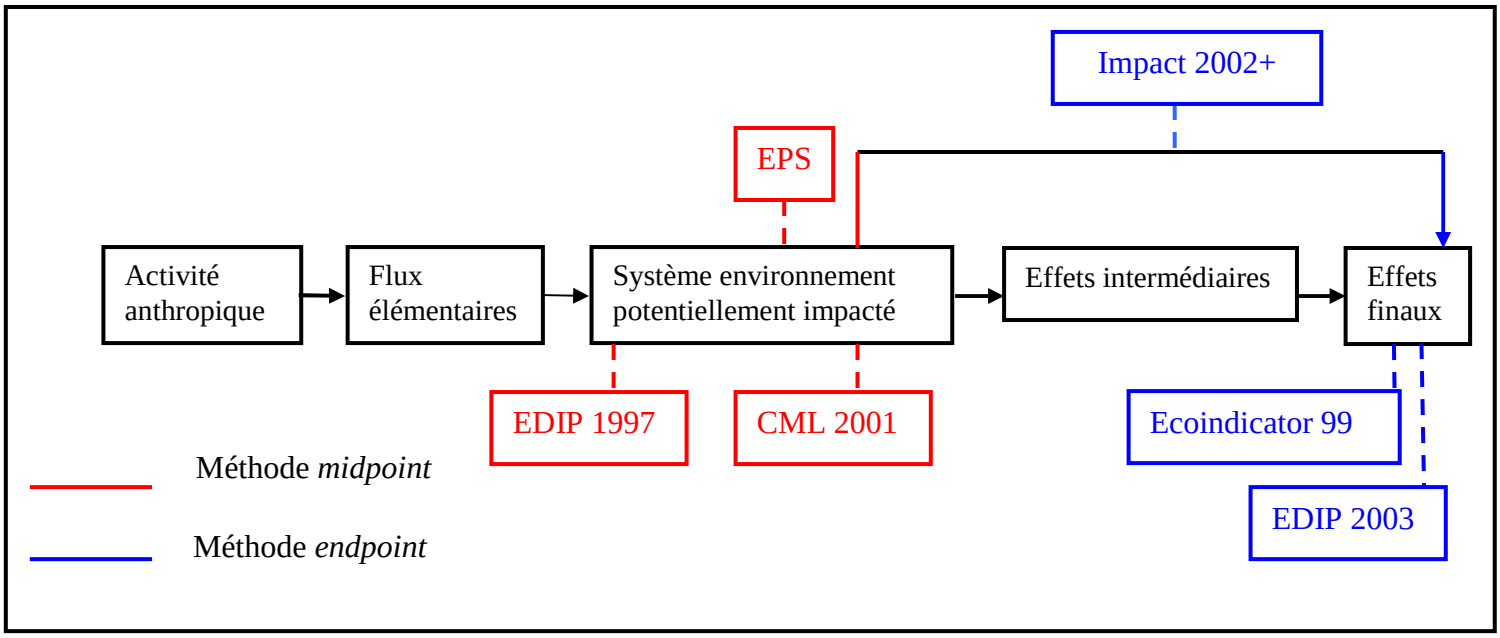


Figure 1.8 : Placement des méthodes midpoint et endpoint sur la chaîne cause à effet d'un impact

Les méthodes *midpoint* sont généralement uniquement fondées sur les propriétés polluantes de la substance. Les méthodes *endpoint* sont plus ambitieuses en voulant être plus précises mais sont paradoxalement plus incertaines du fait de la mauvaise connaissance des mécanismes d'impact. L'utilisation des méthodes *endpoint* commence à s'étendre malgré de nombreux détracteurs au regard des incertitudes induites. Cependant les méthodes *midpoint* restent actuellement les méthodes les plus utilisées même si beaucoup s'accordent sur le fait qu'elles gagneraient à se développer en intégrant plus de paramètres.

- *Les méthodes midpoint*

Actuellement, il est possible de répertorier deux méthodes *midpoint* régulièrement utilisées par les praticiens de l'ACV. Il s'agit des méthodes CML et EDIP 1997. Ces deux méthodes midpoint sont construites de manière assez simple et transparente mais apportent des résultats souvent difficiles à exploiter en terme de communication car les unités dans lesquelles les résultats sont exprimés sont assez peu compréhensibles par un large public.

La méthode CML a été développée par l'Université de Leiden au Pays Bas [GUINEE et al, 2001]. Il existe deux versions de cette méthode : la version de 1992 et celle de 2000. Cette méthode est la plus employée actuellement. La caractéristique de cette méthode est l'utilisation d'indicateurs d'impact modélisant le pouvoir potentiel polluant des substances émises selon une substance de référence. Pour chaque catégorie d'impact, une substance de référence est déterminée. Puis des indicateurs d'impacts sont déterminés pour chaque flux par rapport à la substance de référence. Ces indicateurs sont donc des mesures d'équivalence relative de certains polluants type pour chaque catégorie d'impact. Deux indicateurs d'impacts sont reconnus par un consensus international, il s'agit du Global Warming Potential ou potentiel de réchauffement global et de l'Ozone Depletion Potential ou potentiel de déplétion de la couche d'ozone. Les versions successives de la méthode CML ont vu les catégories d'impacts évoluer et le nombre de flux considérés augmenter. La dernière version compte onze catégories d'impacts dont une ne se calculant pas à partir du pouvoir potentiel polluant. Cette catégorie est appelée radiation radioactive et est exprimée en DALY (Disability Adjusted Life Years). Le DALY est une unité n'exprimant pas le pouvoir potentiel polluant des substances radioactives mais plutôt leur effet sur l'Homme. Cette unité est en contradiction avec le principe de cette méthode *midpoint*. Cette catégorie d'impact et son évaluation sont tirées de la méthode Ecoindicator 99 qui est une méthode *endpoint*.

La méthode EDIP 1997 est une méthode *midpoint* mais sa version 2003 est orientée dommages. Nous développerons leur méthodologie dans le cadre de l'examen des méthodologies *endpoint* (ci-dessous).

- *Les méthodes endpoint*

Trois méthodes *endpoint* illustrent cette nouvelle tendance en termes d'évaluation environnementale tendant vers un meilleur réalisme des résultats. La méthode Ecoindicator 99 est la méthode initiatrice. Deux autres méthodes ont suivies : la méthode Impact 2002+ et la

méthode EDIP 2003. L'ensemble de ces méthodes utilise l'approche *Site Dependent*. Cette approche préconise de prendre en compte certaines caractéristiques des milieux et des cibles impactés. Il s'agit d'une approche intermédiaire entre l'approche *Site Generic* et l'approche *Site Specific*. La première est couramment utilisée par les méthodes *midpoint* où les conditions des milieux sont considérées comme standard et ne sont donc pas prises en compte. La deuxième est utilisée pour la réalisation des études d'impacts où l'évaluation environnementale concernant un site et non un système de produits et où il est plus aisé de connaître les caractéristiques des milieux impactés. L'approche *Site Dependent* doit permettre de prendre en compte un nombre « réaliste » de données concernant les milieux et les cibles, un nombre « suffisant » pour effectuer une meilleure évaluation sans trop complexifier l'ACV. Il existe de nombreux détracteurs de cette approche car elle introduit une limitation spatiale et temporelle à l'ACV en intégrant la prise en compte des conditions de milieux de certaines régions. Actuellement, ces trois méthodes permettent de modéliser les impacts pour un territoire précis, l'Europe. Les résultats de tels ACV apparaissent comme difficilement exportables et applicables dans des régions du monde possédant des caractéristiques différentes. Par ailleurs, le fait que l'ensemble de ces paramètres soit intégré en un seul indicateur par substance pour chaque catégorie d'impact entraîne une certaine opacité sur la construction et la fiabilité de ces indicateurs. Certains industriels sont généralement friands de ces méthodes car les résultats sont exprimés dans des unités parlantes en termes de communication environnementale.

La méthode Ecoindicator 99 (EI99) est une méthode orientée dommages [GOEDKOOP et SPRIENSMA, 2001]. Cette méthode permet l'évaluation des impacts en intégrant les paramètres de diffusion des substances et les paramètres d'exposition des cibles aux polluants. Elle a été développée par Pre Consultant afin de répondre au manque de réalisme des méthodes existantes en ce qui concerne la prise en compte du devenir du polluant et la relation dose/réponse. Il s'agit de la méthode la plus utilisée et la plus reconnue parmi les méthodes *endpoint*. Elle rend possible l'évaluation des dommages finaux à travers trois domaines : l'Homme, les écosystèmes et les ressources. Ces dommages se traduisent par les conséquences sur ces trois domaines des différentes substances en terme de diminution de l'espérance de vie avec comme unité le DALY (Disability Adjusted Life Years), d'apparition ou de disparition d'espèces animales et végétales avec comme unités le POO (Probability Of Occurrence) et le PDF (Potentially Disappeared Fraction) et de surcoût futur de l'exploitation des ressources exprimé en MJ. Cette méthode se compose de trois étapes :

- la classification et la caractérisation ;
- la normalisation de l'impact global du système par rapport à l'Europe (valeur sans dimension) ;
- la pondération.

La pondération peut s'effectuer de trois façons construites selon des valeurs individuelles :

- l'individualiste considère les relations de cause à effet, le court terme et privilégie le présent ;
- l'égalitariste considère le principe de précaution, le long terme et privilégie le futur ;
- le hiérarchiste considère les faits suffisamment reconnus par les scientifiques et politiques.

« L'attitude hiérarchiste est la plus répandue parmi les scientifiques » [KHALIFA, 2002].

Cette méthode Ecoindicator 99 est sujette à controverse dans la mesure où l'intégration d'un grand nombre de paramètres concernant le devenir du polluant et la relation dose/réponse, entraîne un nombre non négligeable d'incertitudes. Ces dernières résultent essentiellement de la mauvaise connaissance scientifique des mécanismes d'impacts. Par ailleurs, les unités choisies pour exprimer les dommages semblent trop précises et trop ambitieuses au regard des incertitudes liées aux lacunes des connaissances scientifiques actuelles.

La méthode Impact 2002+ est une méthode orientée dommages [JOLLIET et al, 2003]. Cette méthode présente deux particularités. La première est l'utilisation des deux approches précédemment décrites : les approches *midpoint* et *endpoint*. La seconde est la tentative d'évaluation plus précise des impacts toxicité et écotoxicité en prenant en compte le devenir des substances, les conditions d'exposition et la relation dose/effet afin de modéliser les conséquences sur l'Homme et les écosystèmes. Cette méthode semble être un compromis entre les approches *midpoint* et *endpoint* et permet de faire un lien entre ces deux approches. Cependant, elle modélise en un seul indicateur les caractéristiques des milieux et les conditions d'atteinte et d'effet du polluant sur la cible. Cette forte intégration entraîne une incertitude non négligeable et une difficile prise de recul lors de l'interprétation des résultats par rapport à la fiabilité de toutes les composantes intégrées dans un indicateur.

La méthode EDIP 2003 est également une méthode orientée dommages reposant sur les approches *Site Dependent* et *Site Generic* [HAUSCHILD et POTTING, 2004]. La version 2003 est basée sur la version de 1997 de la méthode EDIP. Cette version utilise l'approche

Site Generic. La version 2003 est donc une version alternative à la version de 1997 dans le but d'une meilleure appréciation des impacts locaux et régionaux avec l'intégration des paramètres spatio-temporels. Pour les impacts globaux tels que le réchauffement climatique et la déplétion de la couche d'ozone, la version 2003 n'est qu'une mise à jour des indicateurs utilisés dans l'ancienne version. L'approche *Site Dependent* permet de prendre en compte les différences des caractéristiques régionales et des caractéristiques des cibles pour certains impacts tels que la toxicité, l'écotoxicité, l'acidification, la pollution photochimique et l'eutrophisation. Cette prise en compte peut s'effectuer par le biais d'une analyse de sensibilité des résultats. Les paramètres pris en compte sont la dispersion des polluants, les conditions d'exposition, le bruit de fond et la sensibilité des cibles. Les unités utilisées sont variées. Le pouvoir potentiel polluant en kg équivalent est utilisé pour la déplétion de la couche d'ozone, le réchauffement climatique et l'eutrophisation. La pollution photochimique avec un impact sur l'homme et les végétaux est évaluée respectivement par la quantité à laquelle une personne est exposée par unité de temps et par la quantité à laquelle les végétaux sont exposés par unité de temps. Le potentiel d'acidification est évalué en m^2 exposé. Cette méthode propose donc de choisir entre une approche *Site Generic* ou *Site Dependent*.

Ces méthodes *endpoint* reposent sur la même méthodologie. Elles situent leur calcul à la fin de la chaîne cause à effet d'un impact en analysant les propriétés de la substance, son devenir, les conditions d'exposition et la sensibilité de le cible. Le devenir des substances est généralement modélisé à l'aide de modèles européens tels que EUSES pour l'écotoxicité et la toxicité et RAINS pour l'acidification.

Le choix de la méthode de caractérisation dépend des objectifs de l'étude et de l'application envisagée. Il est recommandé d'utiliser au moins deux méthodes pour vérifier la robustesse des résultats. Généralement, des méthodes avec des méthodologies différentes sont utilisées.

Le calcul est effectué et une représentation graphique des impacts, appelée écoprofil, est tracée pour les différents processus. Dans certain cas, le praticien arrêtera l'étude à cette étape. En effet, lorsque l'ACV est menée uniquement dans un but de détection des points faibles et forts d'un procédé par rapport à un concurrent ou à une référence, l'écoprofil permet d'identifier étape par étape et impact par impact, les processus sensibles. Les points faibles et forts sont mis en avant ce qui permet de cibler le processus d'amélioration. Mais si la finalité

est d'identifier le procédé qui est globalement le plus respectueux de l'environnement, la dernière phase d'évaluation est incontournable.

L'évaluation

Cette partie permet de traiter les résultats de la caractérisation à l'aide de différentes méthodes dont la normalisation et la pondération. Le degré de travail des résultats dépend des objectifs de l'étude et de l'application envisagée. Rappelons que cette partie revêt un caractère facultatif selon la norme ISO 14040 [ISO 14040, 2006].

Il est possible de normaliser les résultats d'un système par rapport à un système référentiel pour différents enjeux : la communication ou la mise en évidence des résultats par rapport à des enjeux stratégiques entre autres. Le système référentiel utilisé pour normaliser les données peut être de différentes natures. Le choix de ce système référent est subjectif. Il est possible de normaliser les résultats d'un système selon :

- les résultats d'impacts moyens de l'Europe ;
- les résultats d'impacts moyens d'un habitant européen ;
- les résultats d'impacts d'un système jugé comme une référence en termes industriel ou environnemental.

Généralement, dans ce dernier cas, cette normalisation à un système de référence est réalisée dans le cadre de l'étape de caractérisation des impacts afin de comparer les systèmes étudiés entre eux. La normalisation peut être utilisée pour justifier une nouvelle réglementation. Par ailleurs, la normalisation peut être employée à mauvais escient en utilisant, par exemple, une référence très médiocre du point de vue environnemental pour minimiser les scores insuffisants du système étudié ou en normalisant par rapport à des enjeux non prioritaires [GRISEL et OSSET, 2004].

Il est également possible d'utiliser des méthodes d'analyses multicritères appelées méthodes de pondération par la norme ISO [ISO 14040, 2006] pour comparer des systèmes. Il existe différentes méthodes d'agrégation : l'agrégation partielle en comparant les systèmes deux à deux et l'agrégation globale en obtenant une note pour chaque système [BENOIT et ROUSSEAUX, 2003]. Lors de ces analyses multicritères, le décideur attribue des « poids » à chacun des impacts. L'attribution de ces « poids » est subjective puisqu'elle dépend de la vision et des priorités du décideur vis-à-vis de l'environnement, de l'influence des médias ou

des politiques nationales ou internationales en vigueur. C'est pour cela que l'application de ces méthodes doit être complétée par une analyse de robustesse.

2.3.3.4 Interprétation des résultats

La combinaison des résultats de l'inventaire et de l'évaluation des impacts conduit aux conclusions et aux recommandations. Cette interprétation peut être sous la forme de conclusions et/ou de préconisations. Elle se doit d'être cohérente avec les objectifs et le champ de l'étude, claire et utilisable par le décideur. Si les résultats ne sont pas cohérents, il est alors possible de mettre en place un processus itératif qui permet de revoir le champ de l'étude, la qualité des données et les objectifs fixés. Les résultats de l'ACV pointent les étapes où il est nécessaire de mettre en place des actions d'amélioration. Ces dernières sont choisies en fonction de différents facteurs tels que le facteur économique en termes de coût et de rentabilité des améliorations, le facteur social, le facteur technique en termes de faisabilité et le facteur réglementaire.

Cette dernière étape permet également d'analyser de manière critique l'ACV réalisée en ce qui concerne les hypothèses posées, les choix méthodologiques et les limites de l'étude et de mettre en perspective les résultats.

2.3.4 Les domaines d'application de l'ACV

Les domaines d'application de l'ACV sont variés. Les résultats attendus et le niveau de détail de l'étude dépendent des applications envisagées par le décideur. Selon les applications envisagées, le praticien adapte la méthodologie afin de tendre vers une certaine efficience. Par ailleurs, la détermination des applications éventuelles de l'étude est nécessaire au regard du besoin de transparence de la méthode et de la crédibilité des résultats. Deux grands domaines d'application de l'ACV sont identifiés : l'application « scientifique » et l'application « managériale ». Au sein de ces deux grands domaines, nous avons dénombré quatre applications possibles. Deux de ces applications s'inscrivent dans une démarche « scientifique » : le développement/l'écoconception/l'amélioration d'un système de produits et la sélection d'un système de produits ou de processus. Les deux applications restantes s'inscrivent dans une démarche « managériale » : l'écolabellisation, la réglementation et la communication. Cette liste n'est cependant pas exhaustive car il existe un large éventail

d'applications potentielles puisque certains outils ou méthodes s'appuient sur la méthodologie de l'ACV.

2.3.4.1 Le développement / l'écoconception / l'amélioration d'un système de produits

Il s'agit sans doute de l'application la plus développée de l'ACV aujourd'hui puisqu'elle permet de répondre aux exigences d'une démarche d'écoconception. Les aspects économiques en termes de rentabilité ont longtemps été les critères de conception d'un produit. Désormais, dans un contexte et une stratégie de développement durable et face à la crise environnementale, les aspects sociaux mais surtout environnementaux sont pris en compte. L'écoconception est une démarche employée par les industriels dans la réflexion de conception de leur produit [GRISEL et DURANTHON, 2001]. Il s'agit d'une démarche *a priori* permettant l'intégration, en amont de la mise sur le marché d'un produit, de la donne environnementale. Cette intégration s'effectue dès la conception du produit sur l'ensemble de son cycle de vie. Cette prise en compte des contraintes environnementales permet de tendre vers une diminution des risques d'impacts à la source durant tout le cycle de vie. Cette démarche a été présentée au sommet de Rio en 1992 par le World Business Council for Sustainable Development (WBCSD créé à la veille de ce sommet), essentiellement au regard de la responsabilité du producteur en ce qui concerne la fin de vie de son produit et de son emballage. C'est une démarche centrée sur le produit : elle permet d'élaborer un produit le plus respectueux possible de l'environnement tout en maintenant sa rentabilité et ses performances lors de son utilisation. L'écoconception est une démarche préventive, volontaire et stratégique en termes de communication et de concurrence que l'on peut qualifier de stratégie du pionnier [GRISEL et OSSET, 2004]. Dans cette démarche d'écoconception, l'ACV est une méthode qui permet d'une part l'identification des étapes et flux impactants d'un produit tout le long de son cycle de vie et d'autre part la quantification des impacts environnementaux associés. Cette identification et cette quantification permettent de cibler les parties intéressées responsables et de cibler les étapes à améliorer. L'ACV permet de donner plus de crédibilité à l'écoconception grâce à l'identification des transferts de pollution [GRISEL et OSSET, 2004] et guide à travers l'interprétation de ses résultats le concepteur en matière de recherche de solutions [BUTEL-BELLINI et JANIN, 1999].

2.3.4.2 La sélection d'un système de produits ou de processus

Cette finalité peut être atteinte lors de la réalisation d'une ACV comparative. Une ACV comparative permet de comparer pour un service équivalent rendu plusieurs systèmes ou plusieurs processus d'un même cycle de vie. Cette comparaison met en évidence les éventuels écarts en termes de performances environnementales entre les différents systèmes. La comparaison s'effectue la plupart du temps entre des alternatives et un système de référence mais peut aussi s'établir entre des alternatives pour dégager la plus prometteuse du point de vue environnementale. Le système de référence choisi pour la comparaison peut représenter la référence en termes des performances industrielles ou la référence en termes d'utilisation. La sélection d'un système s'inscrit la plupart du temps dans un contexte de stratégie politique ou industrielle et permet de déterminer une orientation en termes de recherche, d'industrialisation ou permet de faire un choix.

2.3.4.3 L'écolabellisation

Cette finalité est essentiellement retrouvée dans la recherche et l'attribution d'écolabel. La labellisation écologique est un système d'homologation destinée aux consommateurs afin de les aider à discerner les produits les plus respectueux de l'environnement. L'acquisition d'un écolabel est une démarche volontaire de la part de l'industriel. L'attribution d'écolabel nécessite l'évaluation des impacts environnementaux d'un produit afin de vérifier ses performances environnementales. L'écolabel européen, plus particulièrement, institué par le Règlement (CEE) n°880/92 du Conseil du 23 mars 1992, est basé sur une approche globale et systémique utilisant l'ACV. Par ailleurs, au sens strict de la réglementation, l'ACV peut apporter des résultats permettant de justifier ou d'élaborer des normes légales. Cette dernière application est une des moins répandue.

2.3.4.4 La réglementation

L'ACV apporte des résultats permettant de justifier ou d'élaborer des normes légales en comparant, lors de la phase de normalisation des impacts, les résultats d'impacts aux seuils légaux. Cette comparaison permet de justifier ou non ces seuils réglementaires. Cette application est une des moins répandues.

2.3.4.5 La communication

Deux points peuvent être différenciés en communication : le marketing et l'information/la sensibilisation. Ces deux points poursuivent des objectifs distincts.

Le marketing

Cette application fut la première application envisagée par les industriels anglo-saxons dès le début de la pratique des ACV. Les résultats peuvent être utilisés pour communiquer sur les performances environnementales d'un produit dans un but concurrentiel. Il s'agit de marketing vert. Les ACV, menées dans un but de marketing, sont dans la plupart des cas, comparatives. Elles comparent un système à ses concurrents, à une référence ou à ses alternatives. Cette application est également la plus controversée car elle implique la communication de résultats sur des produits concurrents et une possible manipulation des résultats en termes d'exhaustivité ou d'exactitude. Au regard de cette controverse, la norme ISO 14040 recommande la réalisation d'une revue critique attestant de la transparence de la méthode et de la fiabilité des résultats.

L'information et la sensibilisation

Cette démarche de communication est employée ici dans un but de sensibilisation et d'information. Des ACV, utilisées dans un ce but, peuvent être utiles dans des campagnes d'achat écoresponsable et de consommation verte. Ce type d'ACV est généralement comparatif. Ces ACV peuvent également permettre la compréhension des transferts de pollution et peuvent mettre à néant des préjugés en comparant les différentes étapes d'un cycle de vie entre elles.

Ces différentes applications doivent être clairement connues et explicitées avant d'entreprendre une ACV, afin d'appréhender les enjeux et la nature des systèmes à étudier (cf. tableau 1.8).

Tableau 1.8 : Récapitulatif des finalités d'une ACV et de leurs objectifs inspiré de [SUH, 2002]

Méthode / Objectif	**Développement Ecoconception Amélioration**	**Sélection**	**Réglementation Conformité**	**Marketing**	**Communication Information**
Analyse globale d'un système			Analyse de conformité réglementaire	Communiquer sur les performances environnementales du système	Information sur les impacts environnementaux d'un système dans sa globalité
Comparaison de systèmes concurrents	Veille technologique par identification des écarts par rapport aux systèmes concurrents	Choisir le système le plus respectueux de l'environnement	Ecolabels	Communiquer sur les performances environnementales du système par rapport aux autres	Eduquer à la consommation écologiquement responsable, consommer en connaissance de cause
Comparaison des étapes/processus du cycle de vie d'un même système	Identification des étapes ou processus à améliorer	Dégager des priorités en matière de politique publique	Ecolabels et anticipation sur les normes de rejets		Informer sur les éventuels transferts de pollution, mettre à néant les préjugés
Comparaison d'un système et de ses alternatives	Orientation des recherches vers la voie la plus prometteuse, veille technologique	Orienter les investissements et les efforts	Ecolabels	Communiquer sur les performances environnementales du système par rapport aux autres	Eduquer à la consommation écologiquement responsable, identifier des solutions plus respectueuses
Comparaison d'un système avec une référence			Justification à la réglementation en vigueur	Communiquer sur l'adéquation entre les performances environnementales du système et les normes en vigueur	

2.3.5 Les limites de l'ACV

L'ACV présente un certains nombres de limites inhérentes à son caractère holistique donc des limites, en grande majorité, d'ordre pratique. Cependant, il apparaît sans conteste que l'étape d'évaluation des impacts est l'étape soumise au plus grand nombre de limites. Ces limites sont d'ordre méthodologique pour la plupart.

2.3.5.1 Les limites générales de l'ACV

Réaliser une ACV requiert des moyens importants en temps et/ou en moyens humains pour le recueil des données et en termes d'argent pour l'acquisition des bases de données et

de logiciel ACV [OLLIVIER-DEHAYE, 2008]. Afin de diminuer l'ampleur de ces moyens, il est possible et recommandé d'apporter des simplifications à la méthodologie selon les objectifs de l'étude et la complexité des systèmes étudiés.

Les résultats d'une ACV sont très fortement soumis aux hypothèses posées et aux méthodes de calculs utilisées par le praticien. Il faut veiller à la reproductibilité et à l'objectivité des méthodes employées. Ces hypothèses et méthodes de calculs peuvent orienter sciemment les résultats de l'ACV d'où l'importance de réaliser une revue critique.

L'ACV, telle que décrite dans les normes ISO 14040 et 14044, n'évalue que des critères environnementaux. Dans un contexte actuel de développement durable avec une prise de conscience d'une importance égale entre les sphères économique, sociale et environnementale, l'ACV ne permet pas d'évaluer un système selon ces trois sphères. L'intégration d'autres critères à la méthodologie ACV pourrait donner à cet outil une plus grande force dans l'aide à la prise de décision. Il semble important de noter que la méthodologie ACV est déjà utilisée pour évaluer le critère économique sur tout le cycle de vie d'un système, il s'agit du Life Cycle Costing (LCC). Le LCC ne permet d'évaluer que les coûts directs d'un système. L'adaptation de la méthodologie ACV à des critères sociaux est d'actualité puisque des travaux sont engagés notamment au CIRAIG, depuis 2004, qui fait parti du groupe de travail de l'Initiative Cycle de Vie du PNUE-SETAC [BENOIT, 2007]. La réflexion se construit autour de l'« Analyse Sociale du Cycle de Vie ».

Enfin, l'ACV ne s'intéresse qu'aux systèmes en fonctionnement normal et ne considère donc pas les risques industriels.

2.3.5.2 Les limites de l'étape d'évaluation des impacts

L'étape d'évaluation des impacts capitalise le plus de limites méthodologiques avec l'écart entre l'occurrence des impacts réels et les impacts potentiels calculés par les méthodes de caractérisation, la problématique d'évaluation des impacts locaux et régionaux et généralement la non prise en compte des nuisances

Tout d'abord, les impacts calculés sont des impacts potentiels et non réels c'est à dire qu'il est possible de quantifier leurs conséquences potentielles mais non leur probabilité

d'occurrence. Ce manque de lien entre impact réel et impact potentiel est une véritable faiblesse de l'ACV selon Potting [POTTING et al, 1998]. L'enjeu primordial de la communauté scientifique est de tendre vers une plus grande réalité des résultats afin de les rendre plus crédibles. Les méthodes *midpoint* et *endpoint* se confrontent sur cet enjeu. La première recommande de ne s'appuyer que sur le potentiel polluant des substances tandis que la deuxième tente d'intégrer des paramètres spatio-temporels de l'émission et les paramètres d'exposition. Ces deux approches sont le reflet d'un manque de consensus de la communauté internationale pour la caractérisation des impacts. Ce manque d'adhésion autour d'une méthode résulte du besoin de développement de chacune d'elles. Ces tentatives de meilleure évaluation mettent en évidence l'importance des paramètres spatio-temporels des émissions et des conditions d'exposition des cibles dans l'apparition des impacts locaux et régionaux. L'intégration de tous ces paramètres en un seul indicateur ne semble pas pour l'instant obtenir les faveurs de tous les praticiens. Cette étape d'évaluation des impacts reste donc au cœur d'une intense recherche.

Il existe une autre problématique dans l'évaluation des impacts locaux et régionaux. Il s'agit de l'agrégation temporelle et spatiale des données d'inventaire [CHAMPAIN, 1997] [KHALIFA, 1999]. En effet, lors de la classification, tous les flux résultants d'une substance peuvent être agrégés. Ces flux peuvent être émis à différents endroits et à différents moments. Dans la réalité, ils peuvent potentiellement engendrer chacun un impact différent et indépendant des autres. Plusieurs sites éloignés ou n'émettant pas en même temps peuvent par exemple émettre à petite dose des substances potentiellement toxiques mais ne dépassant pas un seuil de toxicité. L'ACV agrège ces données qui, par conséquent, dépassent ce seuil et donc présentent un impact potentiel. Cependant, dans la réalité aucun impact n'est relevé puisque les sites sont éloignés et/ou n'émettent pas au même moment. Ce problème apparaît de manière plus flagrante dans le cas d'évaluation des impacts d'une source mobile d'émission, par exemple un véhicule ou un composant automobile. L'ACV agrège toutes les données d'émissions tout au long du parcours et ne calcule qu'un seul impact écotoxicologique ou toxicologique. Il apparaît évident que la voiture émet des quantités différentes de polluants à différents endroits. L'agrégation de ces flux ne reflète pas la réalité. Cette problématique est visible pour l'évaluation des impacts d'une source mobile mais également de sources émettant à différents endroits et/ou à différents moments. Actuellement, aucune méthode ne propose de résoudre ce problème.

En outre, l'ACV n'est pas performante dans l'évaluation des nuisances telles que l'impact paysager, les odeurs et le bruit. L'impact paysager ne peut pas être appréhendé du fait de la notion de beau trop subjective. Puis, en ce qui concerne le bruit et les odeurs, les émissions peuvent être quantifiées mais les impacts ne peuvent pas être évalués. Il n'existe pas d'indicateurs assez fiables pour quantifier l'impact des émissions olfactives. Ces émissions n'engendrent qu'une gêne et ne provoquent pas de dommages observables et mesurables. En ce qui concerne le bruit, il peut être une gêne mais également provoquer des dommages réversibles ou irréversibles. Cet impact est quantifiable pour des émissions sonores supérieures au seuil de nocivité de 85dB(A) mais il ne l'est pas pour des émissions inférieures à ce seuil où le bruit ne constitue qu'une gêne. L'évaluation de ces nuisances n'est pas réalisée par les ACV puisque la plupart du temps, elles dépendent de l'appréciation du niveau de gêne des cibles et des caractéristiques du milieu où les cibles se trouvent.

Malgré l'existence de limites, l'ACV est un outil adapté à l'évaluation environnementale globale de notre système. Au demeurant, de nombreuses ACV portant sur des filières énergétiques ont été menées attestant de la pertinence de cet outil pour ce genre de problématique.

3 L'intérêt de l'ACV pour l'évaluation environnementale de filières énergétiques

L'ACV présente des caractéristiques méthodologiques qui en font un outil d'évaluation environnementale intéressant pour l'analyse des filières énergétiques dans un contexte de crise énergétique et environnementale. Il apparaît que la littérature fait état de nombreuses évaluations environnementales de filières énergétiques réalisées selon la méthodologie ACV. Un panorama de ces différentes études est nécessaire afin de comprendre les objectifs et les résultats attendus et obtenus par de telles études. Ce panorama permet, dans un deuxième temps, de dégager les avantages et les écueils de l'utilisation de cet outil.

3.1 Les études ACV de filières énergétiques

Depuis moins d'une dizaine d'années, de nombreuses ACV de systèmes énergétiques ont été réalisées. L'essor de ce type d'étude peut être mis en perspective par rapport à la crise

énergétique actuelle qui s'accentue avec le temps en termes d'épuisement des ressources, d'accentuation de la dépendance et de pollution environnementale. Tous les secteurs énergétiques sont concernés mais celui des transports est particulièrement touché du fait de sa dépendance accrue et pratiquement exclusive aux ressources fossiles. Face à cette crise et parallèlement au développement de technologies et de carburants alternatifs, il apparaît essentiel de vérifier que ces alternatives apportent un gain environnemental substantiel par rapport aux filières conventionnelles en évaluant leurs performances environnementales. Différentes ACV étudiant des filières énergétiques pour le secteur des transports ont été menées. Ce mémoire répertorie une sélection de ces ACV disponibles concernant des filières énergétiques alternatives. Notre recherche s'est orientée plus spécifiquement sur l'étude des systèmes énergétiques utilisant de l'hydrogène et des biocarburants comparés ou non aux systèmes énergétiques fossiles conventionnels. Un examen des différentes études répertoriées (cf. tableau 1.9) montre des dissemblances en termes de choix méthodologiques et de résultats.

Tableau 1.9 : Inventaire non exhaustif des ACV de filières énergétiques

Référence	Nom de l'étude
PEHNT, 2001	Life cycle assessment of fuel cell stacks
ECOBILAN, 2002	Bilan énergétiques et émissions de gaz à effet de serre des carburants et biocarburants conventionnels
CONTADINI et MOORE, 2003	Life cycle assessment of fuel cell vehicles
PEHNT, 2003	Assessing future energy and transport systems : the case of fuel cells
GNANSOUNOU et DAURIAT, 2004	Etude comparative de carburants par analyse de cycle de vie
KORONEOS et al, 2004	Life cycle assessment of hydrogen fuel production processes
NEELIS et al, 2004	Exergetic life cycle analysis of hydrogen production and storage systems for automotive applications
SORENSEN, 2004	Total life cycle assessment of PEM fuel cell car
SPATH et MANN, 2004	Life cycle assessment of renewable hydrogen production via wind/electrolysis
CONCAWE, EUCAR et JRC, 2006	Well to wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context
GRANOVSKII et al, 2006	Life cycle assessment of hydrogen fuel cell and gasoline vehicles
ZAMEL et LI, 2006	Life cycle analysis of vehicles powered by fuel cell and by internal combustion engine for Canada and the United States
GRANOVSKII et al, 2007	Exergetic life cycle assessment of hydrogen production from renewables
ZAH et al, 2007	Ecobilan d'agents énergétiques – Evaluation écologique de biocarburants

Nous avons examiné ces dissemblances à travers certains points clés de la méthodologie ACV, un tableau détaillé des caractéristiques de chaque étude est disponible en annexe (cf. annexe 2).

3.1.1 La nature des systèmes étudiés

Dans un premier temps, il semble intéressant de se pencher sur la nature des systèmes étudiés. La plupart des ces ACV sont comparatives et confrontent différents systèmes pour un même service rendu. Il s'agit généralement de comparer des alternatives aux carburants conventionnels ou différentes alternatives entre elles. Certaines de ces études comparent des alternatives de certaines étapes du cycle de vie des systèmes étudiés. Une seule de ces ACV n'étudie qu'un système et ne réalise aucune comparaison [CONTADINI et MOORE, 2003].

3.1.2 Le choix des frontières

Ces études se différencient également par le choix des frontières des systèmes étudiés. Certains auteurs ont fait le choix de restreindre de manière importante les frontières des systèmes de manière à ne prendre en compte qu'une ou deux étapes du cycle de vie de la filière énergétique étudiée. Parmi ces études, le choix de restriction des frontières peut être expliqué par un ciblage stratégique de certaines étapes en termes environnemental, technique ou économique. Ainsi, en 2002, Ecobilan, mandaté par la Direction des Ressources Energétiques et Minérales (DIREM) et l'ADEME a réalisé une étude portant sur la production et la distribution de différents types de carburant sans considérer les étapes d'utilisation et de fin de vie [ECOBILAN, 2002]. Cette restriction des frontières s'explique par le contexte politique de l'étude centré sur les prochaines directives européennes concernant l'utilisation de l'agriculture dans un but énergétique. A l'instar de cette étude réalisée par ECOBILAN, Pehnt [PEHNT, 2001], ne s'est attaché également qu'aux étapes de production du carburant et du convertisseur d'énergie, un choix justifié par le manque de données disponibles et une immaturité technologique. Deux autres études se sont également limitées à l'examen d'une partie du cycle de vie des systèmes [SPATH et MANN, 2004] et [NEELIS et al, 2004]. Les premiers n'ont étudiés que la phase de production de l'hydrogène à partir d'une source énergétique renouvelable, l'éolien. Ce choix est stratégique du fait de la problématique énergétique et environnementale de la production propre de l'hydrogène. Les derniers n'ont pris en compte que les phases de production et de stockage de l'hydrogène. En comparant différentes alternatives de production d'hydrogène à partir de sources renouvelables et non renouvelables et différentes alternatives de stockage, les auteurs ont axé leur étude sur les deux grands verrous de la filière hydrogène que sont la production et le stockage de l'hydrogène. D'autres études [GRANOVSKII et al, 2007] sont axées sur les étapes de

production et d'utilisation de l'hydrogène. Il s'agit d'un choix peu conventionnel mais qui peut apparaître pertinent car parmi les études présentées ci-dessus aucune ne prenait en compte l'utilisation de l'hydrogène qui est pourtant l'atout de cette filière en n'émettant aucun polluant. Il semble, cependant, important de rappeler que la restriction plus ou moins importante des frontières des systèmes entraîne des limites dans l'interprétation des résultats. En effet, ce genre de restriction peut être fait plus ou moins sciemment dans le but d'écarter de l'étude des étapes plus ou moins problématiques en termes d'environnement. Dans un but de transparence et de crédibilité des résultats, il convient d'expliciter clairement les raisons de ces choix de restriction qui peuvent être de différents ordres (politique, technique, environnemental ou par gain de temps) afin d'assurer la bonne foi des décideurs et des praticiens.

3.1.3 L'unité fonctionnelle

L'élaboration de l'unité fonctionnelle est également un élément qui permet de différencier méthodologiquement les différentes études. Dans certaines des études répertoriées, l'unité fonctionnelle, qui est indispensable à toute ACV, n'est pas clairement explicitée. Certains auteurs ne font pas état de l'unité fonctionnelle qu'ils ont utilisée ce qui est un important manque en termes de transparence et de conformité à la norme. Cette unité fonctionnelle s'avère être un gage de crédibilité notamment dans les ACV comparatives. Les deux études de GRANOVSKII et al de 2006 et 2007 ne définissent pas clairement l'unité fonctionnelle utilisée dans les deux ACV alors que ces deux études sont des ACV comparatives. Outre ce manque de définition des unités fonctionnelles, les études répertoriées n'ont pas été réalisées selon le même type d'unité fonctionnelle et certaines unités fonctionnelles ne présentent pas les trois sous-unités dont elles doivent être composées : une unité de service, une unité de produit et une unité de temps. Six de ces études utilisent le mégajoule ou le mégajoule par kilomètres parcourus comme unité fonctionnelle. L'utilisation du mégajoule seul représente l'unité de produit [KORONEOS et al, 2004] [ECOBILAN, 2002] [ZAH et al, 2007]. Cette unité fonctionnelle ne répond pas aux exigences de la norme. Le mégajoule par kilomètres parcourus [NEELIS, 2004] [CONTADINI et MOORE, 2003] [CONCAWE, EUCAR et JRC, 2006] est une unité plus précise car au contraire de la précédente elle ajoute une information qui est l'unité de service. Cependant l'unité de temps est toujours manquante et entraîne des limites dans l'interprétation des résultats en termes de durée de vie des différents composants. Un autre type d'unité fonctionnelle est identifiée et

basée sur le kilométrage parcouru. Le kilométrage parcouru caractérise l'unité de service. Certaines études n'utilisent que cette unité de service et différents kilométrages sont identifiés : 1 km [PEHNT, 2003], 100 km [GNANSOUNOU et DAURIAT, 2004], 150000 km [PEHNT, 2001] et 300000 km [ZAMEL et LI, 2006]. Plus le nombre de kilomètres est important, plus les durées de vie et la maintenance du véhicule sont prises en compte. Les kilométrages importants tels que 150000 et 300000 km reflètent la durée de vie du véhicule. Les kilométrages faibles de 1 et 100 km sont purement arbitraires et ne permettent pas de prendre en compte les différences de durées de vie entre certains convertisseurs d'énergie. Parmi les études référées ici, une seule étude identifie clairement son unité fonctionnelle comme la quantité de carburant consommé pour parcourir 300000 km en 15 ans [SORENSEN, 2004]. Cette unité est effectivement composée d'une unité de produit, la quantité de carburant ; d'une unité de service, 300000 km parcourus et d'une unité de temps, 15 ans. Une autre étude présente une unité fonctionnelle intéressante qui est l'alimentation de 36 véhicules à raison de 3 kg d'hydrogène par semaine [SPATH et MANN, 2004]. Ces 3 kg représentent la production de l'installation étudiée. Cette unité fonctionnelle est bien adaptée au système étudié mais ne permet pas une interprétation très large des résultats.

3.1.4 L'évaluation des impacts environnementaux potentiels

En ce qui concerne l'étape d'évaluation des impacts, les études présentent des choix d'impacts à évaluer et des méthodes d'évaluation différents. Une catégorie d'impact est évaluée par toutes les études, il s'agit du réchauffement climatique provoqué par les émissions de gaz à effet de serre. L'évaluation de cette catégorie d'impact semble indispensable dans le contexte actuel de prise de conscience du réchauffement climatique. L'indicateur choisi pour évaluer cet impact est le Global Warming Potential à 100 ans. Cet indicateur est reconnu internationalement et a été déterminé par l'International Panel of Climate Change (IPCC). Parallèlement à l'évaluation de cet impact, la rareté des ressources fossiles est abordée dans la plupart des études soit par l'évaluation de l'épuisement soit par l'évaluation de l'efficacité énergétique. Cette évaluation apparaît comme nécessaire dans le contexte actuel. D'autres catégories d'impacts sont abordées telles que la pollution de l'air, la pollution photochimique [KORONEOS et al, 2004], l'acidification [PEHNT, 2001] [GNANSOUNOU, 2004] [KORONEOS et al, 2004] [CONTADINI et MOORE, 2003], l'eutrophisation [GNANSOUNOU, 2004] [KORONEOS et al, 2004] [CONTADINI et MOORE, 2003], l'écotoxicité et la toxicité [ZAH et al, 2007] [CONTADINI et MOORE, 2003]. Par ailleurs,

nous avons également répertorié deux ACV exergétiques [GRANOVSKII et al, 2007] et [NEELIS et al, 2004]. L'analyse exergétique est une méthode complémentaire de l'ACV qui permet de quantifier globalement les ressources consommées et les émissions dans l'environnement. Il s'agit généralement d'une comparaison entre un indicateur de durabilité environnementale et la charge environnementale du système en termes, dans la plupart des cas, de consommation des ressources et d'émissions de gaz à effet de serre. L'analyse exergétique ne permet pas d'évaluer de manière satisfaisante d'autres impacts environnementaux mais c'est une méthode de plus en plus employée dans l'étude de convertisseur d'énergie telle que la pile à combustible [GRANOVSKII et al, 2007].

3.1.5 Les résultats

Finalement, toutes ces études apportent des résultats et des pistes d'amélioration en ce qui concerne les filières énergétiques alternatives. D'une manière générale, il apparaît indubitablement qu'une unique solution énergétique alternative ne pourra pas subvenir aux besoins de consommation sans cesse en augmentation. La coexistence de différentes filières alternatives semble incontournable [CONCAWE, EUCAR et JRC, 2006]. La filière hydrogène est l'une de ces filières prometteuses moyennant quelques améliorations environnementales et techniques. Au niveau environnemental, deux étapes du cycle de vie méritent une attention particulière : l'étape de production de l'hydrogène et l'étape de fabrication de la pile à combustible. La production de l'hydrogène est au centre de nombreuses recherches, l'objectif étant de produire « proprement » de l'hydrogène. Afin d'atteindre ces objectifs, différentes solutions apparaissent telles que l'électrolyse de l'eau à partir d'énergies renouvelables et avec une nette préférence pour l'éolien [GRANOVSKII et al, 2007] [KORONEOS et al, 2004]. D'ailleurs certains auteurs concentrent leurs efforts d'évaluation environnementale sur cette filière spécifiquement [SPATH et MANN, 2004]. Actuellement, l'hydrogène est produit essentiellement à partir du reformage du gaz naturel. Cette voie pourra, semble-t-il, perdurer encore quelques temps au regard du coût économique des autres technologies. Dès lors, certaines études analysent cette voie de production afin de l'améliorer. Certains auteurs [CONCAWE, EUCAR et JRC, 2006] préconisent une production centralisée et non embarquée afin de piéger certains polluants tels que le dioxyde de carbone et le dioxyde de soufre. Cette voie de production n'est pas à terme la meilleure solution car elle utilise des ressources fossiles et contribue donc à l'augmentation de l'effet de serre [KORONEOS et al, 2004]. La pile à combustible est au cœur de la filière hydrogène

énergie car elle représente une rupture technologique en termes de conversion d'énergie pour une application mobile. Si cette technologie semble « propre », l'examen des différentes étapes laisse apparaître que l'étape de fabrication d'une telle pile est un défi technologique en termes de respect de l'environnement. Certains auteurs se sont penchés plus précisément sur cette fabrication afin de mettre en lumière les points faibles environnementaux. Sorensen [SORENSEN, 2004] et Pehnt [PEHNT, 2001] mettent en évidence la problématique de la fabrication de l'assemblage membrane-électrode d'une pile PEMFC, essentiellement due à l'extraction et le traitement du platine, ce dernier étant utilisé comme catalyseur. La fabrication des fibres de carbone contribue également fortement aux impacts environnementaux de la filière et notamment en termes de réchauffement climatique et d'acidification. Pehnt [PEHNT, 2001] propose des pistes d'amélioration pour ce processus de fabrication de la pile en réduisant la quantité de platine, en le recyclant ou en le remplaçant par un autre catalyseur. Au regard de l'immaturité de la filière hydrogène, il semble intéressant d'étudier des filières de transition, notamment la substitution d'une part des carburants fossiles par des biocarburants (huile et alcool) [ECOBILAN, 2002] [CONCAWE, EUCAR et JRC, 2006] [ZAH et al, 2007] [GNANSOUNOU, 2004] et le reformage embarqué du bioéthanol ou du biométhanol pour produire de l'hydrogène [PEHNT, 2003]. Parallèlement à ces problématiques environnementales, il existe un verrou technologique considérable en ce qui concerne le stockage de l'hydrogène. Aujourd'hui, aucun mode de stockage ne se distingue en termes de consommation d'énergie, de fiabilité et de facilité d'approvisionnement. Les principaux modes de stockage sont examinés par une de ces études [NEELIS et al, 2004] qui met en évidence un meilleur rendement énergétique de l'hydrogène comprimé sur la base du $MJ.km^{-1}$.

De manière générale, ces études estiment ces filières alternatives comme prometteuses face aux carburants fossiles conventionnels au regard des deux principaux enjeux des politiques énergétiques actuelles que sont le réchauffement climatique et l'épuisement des ressources fossiles. Cependant, ces alternatives ont encore des efforts à faire sur la fabrication de la pile et la production de l'hydrogène mais permettent de dégager des pistes à suivre pour leur développement. A travers ces différentes études, il apparaît clairement que l'ACV est l'outil le plus adapté du fait de son caractère holistique et des résultats obtenus.

3.2 L'intérêt de l'ACV comme outil d'évaluation environnementale de filières énergétiques

L'examen de la méthodologie ACV et des différentes études utilisant cette méthodologie pour évaluer des filières énergétiques alternatives démontre la pertinence de cet outil pour l'évaluation des filières énergétiques dans le cadre du projet GEM. Certains points clés de la méthodologie illustrent la pertinence de ce choix même si des limites inhérentes à cette méthodologie apparaissent pour une telle application.

3.2.1 Une approche globale

La complexité du développement de ces filières énergétiques et les importants enjeux environnementaux actuels nécessitent une approche globale pour leur évaluation environnementale. Cette approche globale peut se caractériser par la notion de cycle de vie et par la qualification et la quantification des impacts environnementaux potentiels. A travers la notion de cycle de vie et l'évaluation des impacts, cette approche permet de tendre vers une exhaustivité. L'ACV permet ce genre d'évaluation environnementale en proposant une méthodologie basée sur la notion de cycle de vie pour le calcul des impacts environnementaux potentiels. Dans cette recherche de nouvelles filières énergétiques et pour leur pérennité, il est nécessaire qu'elles apportent un véritable gain environnemental. Dès lors, il apparaît essentiel de réaliser une évaluation environnementale la plus complète possible sur ces systèmes en rupture technologique et l'ACV semble ici la méthodologie la plus appropriée.

3.2.2 Une méthodologie lourde pour l'étude de filières en développement

Cependant l'immaturité des filières alternatives peut laisser à penser que l'ACV est un outil trop complexe et nécessitant un niveau de finesse des données trop important par rapport à l'accessibilité des données de tels systèmes. L'utilisation de l'ACV pour leur évaluation lors de leur développement peut paraître prématuré et trop ambitieux. Néanmoins, l'ACV permet de détecter des possibles erreurs de conception en termes de performances environnementales ou de détecter des transferts de pollution entre étapes du cycle de vie. Le recours à cet outil semble donc indispensable dans une démarche de développement.

3.2.3 Des simplifications possibles de la méthodologie

Par ailleurs, la norme laisse la possibilité d'utiliser la méthodologie ACV tout en apportant des simplifications accessibles à toutes les étapes de la méthodologie. En effet, selon les objectifs de l'étude, il est possible de restreindre les frontières de l'étude et/ou le choix des impacts à évaluer. Ces types de restriction permettent une simplification de la méthodologie en la rendant utilisable quel que soit le niveau de maturité des systèmes.

3.2.4 Problématique de l'intégration des paramètres spatio-temporels dans l'évaluation des impacts

Une filière énergétique pour le secteur des transports est caractérisée par une phase mobile de la source d'émissions lors de l'étape d'utilisation du véhicule. L'évaluation des impacts de cette phase mobile par l'ACV est sujette à une problématique d'agrégation spatio-temporelle des émissions tout le long du parcours du véhicule. Cette agrégation apparaît insatisfaisante au regard de la réalité des mécanismes d'impacts. Pour l'instant, aucune méthode ne permet de résoudre cette problématique. Cependant, pour les sources fixes, certaines méthodes de caractérisation proposent d'intégrer les paramètres spatio-temporels d'émissions et d'exposition aux indicateurs d'impacts.

3.2.5 Utilité et applicabilité des réponses apportées par l'ACV

L'ACV doit apporter une réponse utile au décideur qui choisit de l'utiliser pour évaluer son système. Cela dépend de l'adéquation entre les objectifs fixés et la complexité de l'étude. Afin de déterminer ce potentiel d'exploitabilité des résultats, des méthodes de « screening » sont couramment utilisées. Ce sont des méthodes de calculs préliminaires qui permettent de mettre en évidence si les résultats apportent des réponses aux objectifs fixés. Elles mettent également en évidence si dans le cas de la comparaison de différentes technologies rendant un même service, l'écart entre les différents résultats obtenus dépasse le niveau d'incertitude des données. Le recours à un « screening » peut donc éviter au décideur et au praticien de se lancer dans une étude laborieuse et coûteuse si les résultats et l'application prévue ne peuvent pas être atteints par l'ACV.

3.2.6 Extension de la méthodologie ACV à des critères non environnementaux

Par ailleurs, il est possible d'utiliser la notion de cycle de vie pour l'évaluation de critères non environnementaux comme par exemple l'économie. Ce type d'outil est appelé Life Cycle Costing (LCC) et permet d'évaluer les coûts engendrés par l'ensemble du cycle de vie d'un système. La réalisation d'une ACV complétée d'un LCC semble judicieuse voire même essentielle dans l'analyse et le développement de filières énergétiques.

Au regard de l'inventaire des différentes ACV de filières énergétiques et de l'identification des avantages et des écueils de telles ACV, il apparaît clairement que l'ACV est un outil adapté pour l'évaluation de ces filières dans un but d'écoconception et de développement. L'ACV permet d'identifier les éventuels transferts de pollution entre les étapes provoqués par l'amélioration de certain processus.

Conclusion

L'énergie est au cœur du fonctionnement des sociétés modernes leur permettant de se chauffer, de produire et de se déplacer. Depuis les années 70, après les deux chocs pétroliers successifs, il est apparu clairement que l'énergie fossile dépendait fortement, non seulement de ressources non renouvelables, donc promises à un épuisement certain à plus ou moins long terme mais dépendait également de pays riches en gisement, quelques fois socio-politiquement instables. Cependant, paradoxalement la consommation de ces ressources et la dépendance quasi exclusive à ces ressources n'ont cessé de croître. Toutes les activités humaines ont recours à l'utilisation de ces ressources mais une est jugée principalement responsable de leur épuisement et est pointée du doigt. Il s'agit de l'activité de transport.

Face à ce constat, de nombreuses recherches ont été engagées afin de pallier cette dépendance. L'enjeu est de découvrir une solution énergétique « propre ». Parmi un panel de solutions plus ou moins abouties, l'hydrogène utilisé comme vecteur énergétique se distingue. L'hydrogène, actuellement produit à partir de gaz naturel et utilisé pour ces propriétés physico-chimiques, s'avère être une solution prometteuse pour le transport en particulier si il est utilisé dans une pile à combustible. En effet, sa production peut être « propre ». Deux voies de production se détachent alors : l'électrolyse alimentée par l'éolien et la gazéification

de biomasse lignocellulosique. Son stockage et sa distribution restent encore les verrous de cette filière. Pour surmonter ces verrous, il apparaît judicieux de réfléchir à des solutions de transition. La première peut être le reformage embarqué d'un biocarburant liquide tel que l'éthanol pour produire de l'hydrogène sur demande à l'intérieur du véhicule. La deuxième peut être la combustion de l'hydrogène dans un moteur thermique. Ces deux solutions de transition permettent respectivement de s'affranchir des infrastructures de distribution de l'hydrogène et d'utiliser l'hydrogène dans une technologie classique et maîtrisée.

Face à ces multiples défis énergétiques, le Groupe des Ecoles des Mines (GEM) a décidé d'étudier la filière hydrogène énergie et d'évaluer ses performances environnementales par rapport aux carburants conventionnels. Cette évaluation, qui se fera en collaboration avec l'IRIAF de Niort (Université de Poitiers), a pour but de permettre dans un premier temps la sélection d'une filière énergétique et dans un deuxième temps l'amélioration des filières utilisant l'hydrogène. Cette évaluation porte sur quatre filières : trois filières hydrogène et une filière fossile, l'essence. Les trois filières hydrogène sont la filière hydrogène direct, la filière bioéthanol-hydrogène et la filière hydrogène combustion. Pour évaluer leurs performances, il convient d'utiliser un outil d'évaluation environnementale permettant d'évaluer dans leur globalité des filières énergétiques et de répondre aux objectifs du GEM. Cet outil est l'Analyse du Cycle de Vie (ACV).

L'ACV possède deux spécificités qui en font l'outil le plus pertinent pour évaluer ces filières : la notion « cycle de vie » et la quantification des impacts environnementaux potentiels. Cet outil a d'ores et déjà été utilisé pour évaluer et comparer des filières énergétiques et notamment des filières hydrogène. L'ACV est donc raisonnablement l'outil choisi pour réaliser l'évaluation des filières énergétiques choisies par le GEM car elle permet de quantifier un grand nombre d'impacts environnementaux sur l'ensemble du cycle de vie de ces filières. Cependant, sa méthodologie présente une faiblesse dans l'évaluation des impacts locaux et régionaux du fait, d'une part de la difficulté de prise en compte des paramètres spatio-temporels des émissions et des conditions d'exposition et, d'autre part, de l'agrégation spatio-temporelle des émissions d'une source mobile tout le long de son parcours. Des tentatives de résolution de cette problématique ont été engagées par le développement de méthodes de caractérisation intégrant les paramètres spatio-temporels se basant sur l'approche *Site Dependent*. Ces méthodes apportent une réponse partielle et pour l'instant insuffisante à cette problématique.

Chapitre 2 – Intégration des paramètres spatio-temporels pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux

1 Prise en compte des paramètres espace-temps dans une ACV classique

L'ACV présente un niveau d'abstraction élevé qui conditionne les étapes du cycle de vie considérées, la nature des impacts évalués et le choix des indicateurs d'impacts. Ce niveau d'abstraction s'explique par le fait que les paramètres espace/temps sont très peu pris en compte dans chacune des étapes de cet outil du fait de considérer un environnement dit standard. Ce manque d'intégration de ces paramètres est décrit depuis une dizaine d'année par la communauté internationale de la SETAC. Ce manque est problématique pour une étape de l'ACV : l'étape d'évaluation des impacts.

1.1 Prise en compte des paramètres spatio-temporels des quatre étapes de l'ACV

Dans un premier temps, il semble essentiel de s'interroger et d'examiner le degré de prise en compte des paramètres spatio-temporels dans les différentes étapes d'une ACV. Dès lors, nous avons examiné chaque étape de l'ACV selon la prise en compte du paramètre « espace » et du paramètre « temps » (cf. tableau 2.1).

1.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

L'étape de définition des objectifs et du champ de l'étude permet de déterminer les objectifs, les frontières de l'étude, l'unité fonctionnelle et la qualité des données.

Lors de la détermination des objectifs, les paramètres spatio-temporels ne sont pas, dans la plupart des cas, explicitement mentionnés. Cependant, ces paramètres peuvent être présents implicitement car les objectifs en sont plus ou moins dépendants dans l'identification de la problématique et de l'application envisagée. Ces paramètres spatio-temporels sont présents dans la détermination des frontières. Les processus peuvent être localisés spatialement et l'étude peut être limitée géographiquement au regard de certaines étapes du cycle de vie. Le critère temps est également pris en compte par la durée du cycle de vie, la durée des processus et par la représentativité des processus au regard de la période technologique concernée. L'unité fonctionnelle est fonction d'au moins trois unités : l'unité de service, l'unité de produit et l'unité de temps. Cette dernière unité définit généralement la durée de la fonction étudiée et peut sous-entendre implicitement, parfois, la durée du cycle de vie. Cependant, cette unité de temps, contrairement aux frontières du système, peut ne pas déterminer la représentativité technologique des systèmes dans le sens où l'on peut effectuer des ACV de

systèmes représentant des périodes technologiques différentes dans l'objectif de les comparer. Enfin, cette première étape doit faire état de la qualité des données à obtenir en termes, notamment, de représentativité géographique, temporelle et technologique.

1.1.2 Analyse de l'inventaire : bilan matière et énergie du système de produits

L'étape d'analyse de l'inventaire est l'étape de recueil des données. Les données sont le plus souvent recueillies à l'aide d'un document de collecte qui peut permettre « dans le meilleur des cas » d'identifier spatialement et temporellement les processus et les flux élémentaires. Ce document doit faire état de la localisation géographique du processus, de la date du recueil et de la fréquence du flux, etc. Ces caractéristiques ne sont pas tout le temps disponibles pour chacun des flux à répertorier et cela est notamment le cas pour les données recueillies au sein de bases de données où généralement seuls la qualité, la quantité du flux et son milieu de rejet en termes d'eau, air, sol sont déterminées.

1.1.3 Evaluation des impacts potentiels sur l'environnement

L'étape d'évaluation des impacts permet de faire le lien entre les résultats d'inventaire et les catégories d'impact environnementaux potentiels et permet le calcul de ces impacts. Cette étape se constitue de trois phases : la classification, la caractérisation et l'évaluation.

La phase de classification permet de classer les flux déterminés dans l'étape d'inventaire dans des catégories d'impacts préalablement sélectionnées. Trois grandes classes d'impacts peuvent être distinguées :

- les impacts globaux ;
- les impacts régionaux ;
- les impacts locaux.

Même si les catégories d'impacts font partie d'une des trois classes d'impacts que sont les impacts globaux, les impacts régionaux et les impacts locaux, lors de la phase de classification, l'affectation d'un flux à une catégorie d'impact est effectuée au seul regard de la nature du flux considéré. Les paramètres espace et temps caractérisant la source d'émission ou le milieu impacté ne sont aucunement pris en compte pour effectuer ce lien.

La phase de caractérisation permet d'effectuer, pour chaque catégorie d'impact, le calcul des impacts grâce à des indicateurs d'impact. Différentes méthodes existent pour effectuer ce calcul. Ces méthodes intègrent parfois certains paramètres spatio-temporels, il s'agit des méthodes dites *endpoint*. A contrario, les méthodes dites *midpoint* n'intègrent pas ces paramètres. La non prise en compte des paramètres spatio-temporels pour l'évaluation des impacts globaux est moins problématique car l'apparition, l'intensité et l'étendue des effets de ces impacts sont peu liées aux conditions de l'émission et du milieu. La prise en compte de telles politiques implique la considération d'un territoire spatial déterminé à un instant donné pour l'application des résultats de l'ACV.

Enfin, la phase d'évaluation a pour objectif de normaliser ou de pondérer les résultats obtenus lors de la phase de caractérisation. La normalisation peut avoir pour objectif de normer les résultats obtenus vis à vis des données de catégories d'impacts de la zone géographique considérée. La pondération est l'attribution de coefficient de pondération aux différentes catégories d'impacts évaluées. Ces coefficients sont attribués de manière subjective selon la sensibilité du décideur et l'influence des politiques nationales ou internationales en vigueur. La prise en compte de telles politiques implique la considération d'un territoire spatial déterminé à un instant donné pour l'application des résultats de l'ACV.

1.1.4 Interprétation des résultats

La dernière étape de l'ACV est l'étape d'interprétation des résultats. Cette étape permet de vérifier la cohérence des résultats obtenus et de leur applicabilité au regard des objectifs de l'étude. La qualité des données est vérifiée selon leur représentativité temporelle, géographique et technologique en cohérence avec les objectifs et l'application prévue. Par ailleurs, cette étape peut également permettre de proposer des pistes d'amélioration basées sur certaines contraintes spatiales, temporelles et technologiques du moment.

A la lumière de l'examen des quatre étapes de l'ACV, il apparaît clairement que l'étape qui nécessite une meilleure prise en compte des paramètres spatio-temporels est l'étape d'évaluation des impacts. Cette étape est le point névralgique de l'ACV car elle permet la quantification des impacts environnementaux potentiels. Au regard de la nature des impacts à évaluer et l'étendue spatiale et temporelle de leurs effets, il est nécessaire, pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux, de prendre en compte les paramètres spatio-temporels des

sources d'émissions et des milieux impactés. Certaines méthodes de caractérisation (Ecoindicator 99, Impact 2002+ et EDIP 2003) intègrent ces paramètres au sein même des indicateurs d'impact. Aujourd'hui, l'étape de classification qui conditionne les résultats d'une ACV en affectant les flux d'inventaire à un impact, ne prend pas en compte la localisation spatio-temporelle de la source, la fréquence et l'intensité des émissions ainsi que la sensibilité du milieu impacté. C'est pourtant à cette étape que la prise en compte de ces paramètres spatio-temporels devait être effectuée car la répartition des flux entre les différentes catégories d'impacts conditionne l'étape de caractérisation qui suit et donc les résultats d'impacts.

Tableau 2.1 : prise en compte des paramètres espace-temps dans la méthodologie ACV

Etape d'une ACV	**Phase**	**Paramètre espace**	**Paramètre temps**
Définition des objectifs et du champ de l'étude	Objectifs	Implicites Les objectifs en sont plus ou moins dépendants surtout dans la détermination de la problématique et l'application envisagée	
	Détermination des frontières	Localisation possible des étapes du cycle de vie et des processus Non prise en compte de la mobilité de la source d'émission Possibilité de restriction du référentiel géographique au seul lieu de production, d'utilisation ou de fin de vie	Durée de cycle de vie Durée des processus élémentaires Période technologique représentative des systèmes étudiés
	Unité fonctionnelle (unité de produit, unité de service, unité de temps)	Aucune donnée spatiale au niveau du calcul des flux entrants et sortants de chaque processus élémentaire	L'unité de temps indique la durée du service uniquement Aucune information sur la période technologique n'est présente puisqu'il est possible de comparer des systèmes issus de périodes technologiques différentes
	Qualité des données à récolter (dépendante des objectifs, influence les résultats)	Représentativité géographique = délimitation spatiale de la zone de la collecte cohérente avec le référentiel géographique choisi	Représentativité temporelle = période et durée de la récolte des données Représentativité technologique = cohérence avec la période technologique de chaque système étudié
Analyse de l'inventaire	Recueil des données (fiche de collecte)	Localisation possible de chaque processus dont les flux sont déterminés	Durée du recueil des données, date du recueil de chaque donnée, fréquence du flux,…
Evaluation des impacts	Classification (choix des catégories d'impacts à prendre en compte)	Aucun critère spatio-temporel n'intervient dans le choix des impacts à considérer. Seul la nature du flux est utilisée pour l'affecter à une catégorie d'impact.	
	Caractérisation (quantification des impacts)	Calcul des impacts selon différentes méthodes Les méthodes *endpoint* intègrent des paramètres spatiaux dans l'élaboration de leurs indicateurs d'impact	Calcul des impacts selon différentes méthodes Les méthodes *endpoint* intègrent des paramètres temporels dans l'élaboration de leurs indicateurs d'impact
	Evaluation	Normalisation selon les résultats d'impact d'une zone géographique considérée Possible pondération des résultats selon les politiques en vigueur sur un territoire	Possible pondération des résultats selon les politiques du moment
Interprétation des résultats	Vérification de la cohérence / objectifs	Vérification de la cohérence au niveau spatial des données, des résultats	Vérification de la cohérence au niveau temporel (durée de récolte, période technologique) des données et des résultats
	Piste d'amélioration (pas formellement dans l'ACV)	Tenir compte des contraintes géographiques (surface disponible, climat)	Tenir compte des contraintes temporelles (niveau de développement des technologies,…)

1.2 Problématique de l'étape d'évaluation des impacts locaux et régionaux

L'examen de la prise en compte des paramètres spatio-temporels au sein des quatre étapes de l'ACV met en lumière un manque certain de prise en compte de ces paramètres lors de l'évaluation des impacts locaux et régionaux qui sont les seuls concernés par cette problématique. Or, cette prise en compte apparaît essentielle à cette étape clé de l'ACV. Cette étape a toujours été problématique au regard de l'incertitude qu'elle engendre. Nous avons vu, dans le Chapitre 1, que certains praticiens de l'ACV considérait que cette étape est une trop grande source d'incertitude et que l'ACV doit alors se limiter à l'analyse des résultats de l'inventaire (ICV), cette attitude est qualifiée de « pessimiste » [ROUSSEAUX, 1998]. A contrario, les praticiens ayant recours à l'évaluation des impacts potentiels en se posant la question de l'efficience des méthodes utilisées ont une attitude « optimiste » [ROUSSEAUX, 1998].

Il est possible de mettre en évidence la problématique de cette étape en examinant la relation qu'elle entretient avec les autres étapes de l'ACV et notamment avec l'étape d'inventaire et l'étape d'interprétation des résultats au regard des paramètres spatio-temporels.

1.2.1 Relation entre l'étape d'évaluation des impacts et l'étape d'inventaire

L'inventaire permet le recueil des données en termes de flux de matière et d'énergie. Des bilans matière et énergie sont réalisés et les données sont normées à l'unité fonctionnelle. En effet, les données brutes de l'inventaire sont une première fois « agrégées » au regard de l'unité fonctionnelle. Cette agrégation entraîne une perte d'information concernant l'échelle temporelle car les données sont ramenées à l'unité de temps de l'unité fonctionnelle. Les notions de fréquence et de durée de l'émission sont complètement perdues. Cette « agrégation » peut également entraîner une perte d'information concernant l'échelle spatiale si la source d'émission est mobile et/ou si les sources fixes sont relativement éloignées l'une de l'autre. Cette première agrégation est due à la nature même de l'unité fonctionnelle et au caractère globalisant de l'ACV. Classiquement seule la nature des flux est utilisée pour la phase de classification. Le lieu et la fréquence de l'émission ne sont pas utilisés car à l'issue de l'inventaire ces données ne sont plus disponibles.

La phase de classification entraîne l'agrégation de flux de différentes natures à travers leur répartition entre différentes catégories d'impacts, ces flux étant émis par différentes sources à différents endroits. Cette agrégation est, dans un premier temps, due à la perte d'information à l'issue de l'inventaire, et dans un deuxième temps, due à la procédure même de classification. Afin de pallier, partiellement, cette possible perte d'information, il convient de considérer une liste d'impacts pertinente et la plus exhaustive possible. Cependant, l'exhaustivité des impacts considérés ne suffit pas pour pallier cette agrégation des flux émis à différents endroits et/ou à différents moments. Par ailleurs, il apparaît également important de noter que l'affectation d'un même flux entre les différentes catégories d'impacts auxquelles ils contribuent, majore les résultats. En effet, au regard des connaissances scientifiques actuelles, il est impossible de répartir un flux selon son devenir. Dès lors, en ACV, on pose l'hypothèse que chaque flux contribue en totalité à chacun des impacts qu'il est susceptible d'engendrer. Cette affectation de la charge totale du polluant à chacun des impacts auxquels il contribue potentiellement, majore nettement les résultats d'une ACV.

La qualité des données de l'inventaire a une influence certaine sur la fiabilité des résultats d'impacts obtenus par la phase de caractérisation. Une fois les flux répartis, les impacts sont calculés à partir d'indicateurs. L'incertitude des données d'inventaire se propage donc aux résultats d'impacts qui présentent par ailleurs des incertitudes liées aux indicateurs. Non seulement l'étape de caractérisation agrège une fois de plus les données mais propage et introduit un grand nombre d'incertitudes. Ces incertitudes ont deux origines :

- issues du recueil des données et de la représentativité de ces dernières ;
- issues des lois de caractérisation permettant l'élaboration des indicateurs d'impacts au regard des connaissances scientifiques actuelles.

Les premières incertitudes peuvent être plus ou moins bien évaluées selon la finesse de l'inventaire effectué. Les secondes proviennent du manque de connaissances scientifiques en termes de mécanismes d'apparition des impacts et sont plus complexes à estimer. Il semble important de rappeler que lors de la réalisation d'une ACV, on fait généralement l'hypothèse que l'environnement est dit standard pour tous les impacts évalués, il s'agit de l'approche *Site Generic.* En d'autres termes, les caractéristiques du milieu n'influencent pas l'apparition et l'intensité de l'impact. Cette hypothèse n'apparaît pas très réaliste notamment pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux mais elle apparaît incontournable quand on veut comparer l'impact environnemental de différentes étapes d'un cycle de vie qui ne se trouvent pas au même endroit. Afin de pallier ces dernières, certains tentent de prendre en compte un

plus grand nombre de paramètres tels que les conditions de l'émission, les caractéristiques du milieu et la réponse de cibles. Cette approche est appelée *Site Dependent*.

1.2.2 Relation entre l'étape d'évaluation des impacts et l'étape d'interprétation

Les agrégations successives des données par l'étape d'inventaire et les phases de classification et de caractérisation entraînent une perte d'informations spatiales et temporelles. Cependant ces agrégations se révèlent nécessaires afin de réduire le nombre important de données pour une interprétation plus aisée mais entraînent une non prise en compte de la présence d'effets seuil et de la délocalisation des processus dans le temps et l'espace [KHALIFA, 1999].

Par ailleurs, la méthode de caractérisation choisie doit fournir des résultats exploitables par le décideur. Dès lors, la méthode conditionne l'exploitabilité des résultats selon les objectifs et l'application préalablement définis à l'étape de définition des objectifs et du champ de l'étude.

Les résultats d'impacts doivent être mis en perspective par rapport aux incertitudes liées à la qualité des données de l'inventaire et aux indicateurs d'impacts choisis [BENETTO, 2005]. Lorsque ces incertitudes ne sont pas connues, il semble difficile d'interpréter les résultats de manière pertinente.

1.2.3 L'avis de la communauté internationale

Depuis une dizaine d'années, la communauté de la SETAC est animée de discussions au sujet de l'écart entre l'occurrence des impacts locaux et régionaux réels et l'occurrence de ces mêmes impacts calculés par l'ACV [POTTING et HAUSCHILD, 2006]. Ces classes d'impacts sont dépendantes des caractéristiques de l'émission et des milieux impactés. L'occurrence et l'intensité de ces impacts dépendent donc fortement des paramètres spatio-temporels caractérisant à la fois la source d'émission et le milieu impacté. L'intensité dépend essentiellement de la linéarité ou non des effets selon la dose et de la présence de seuils d'effet : les impacts globaux sont linéaires alors que les impacts locaux et régionaux ne le sont pas. [KHALIFA, 1999]. Dans un premier temps, les partisans de la résolution de cette problématique se heurtaient à de nombreux détracteurs qui jugeaient que le terme « impact potentiel » suffisait à justifier cet écart [PERRIMAN, 1995]. Ces détracteurs assuraient que l'intégration des paramètres spatio-temporels à l'évaluation des impacts tendait

à une approche *Site Specific* incompatible avec la méthodologie ACV [WHITE et al, 1995]. Cette approche est plus appropriée à la méthodologie des Etudes d'impact où l'état du site et des milieux impactés est connu. Lors du quatrième congrès de la SETAC Europe en 1994, les conséquences de cette non prise en compte des paramètres spatio-temporels, dans l'interprétation des résultats d'une ACV, furent mises en évidence [POTTING et BLOCK, 1995]. Dès lors, la prise de conscience de cette problématique grandit dans la communauté [POTTING et HAUSCHILD, 1997a,b]. Même Udo de Haes, un des premiers détracteurs, se rallie à cette prise de conscience et réaffirme la nécessité de développement de la méthodologie de l'ACV lors du second groupe de travail de la SETAC Europe en 1999 [UDO DE HAES et al, 1999].

Un des premiers auteurs à s'être lancé dans le développement de la méthodologie d'intégration des paramètres spatio-temporels à l'étape d'évaluation des impacts locaux et régionaux est Potting. De nombreux travaux ont été publiés mettant en évidence la possibilité d'intégration de tels paramètres pour l'évaluation de l'impact « acidification » [POTTING et al, 1998] [BELLEKOM et al, 2006] et l'évolution de la crédibilité des résultats pour l'évaluation des impacts « acidification » et « toxicité » [POTTING, 2000]. Son travail est basé sur l'utilisation de l'approche *Site Dependent* afin d'intégrer de manière la plus efficiente possible les paramètres spatio-temporels pour connaître les caractéristiques de la source, du milieu, du devenir du polluant et de ses effets une fois en contact avec la cible. Aujourd'hui, la communauté du SETAC est arrivée à un consensus au sujet de cette problématique, l'écart entre impacts réels et impacts calculés par l'ACV doit diminuer en intégrant le mieux possible des paramètres spatio-temporels grâce notamment à l'approche *Site Dependent*. De nombreuses méthodes de caractérisation ont été développées et feront l'objet de la deuxième partie de ce chapitre.

Au regard de l'examen des étapes de l'ACV en ce qui concerne la prise en compte des paramètres spatio-temporels, le manque d'intégration de ces paramètres est jugé problématique pour une étape de l'ACV : l'étape d'évaluation des impacts et notamment pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux. Cette étape permet de traduire et de quantifier les flux de l'inventaire en impacts environnementaux potentiels. Les résultats d'impacts sont alors soumis aux incertitudes induites notamment par le manque de connaissances scientifiques des mécanismes d'apparition d'impacts et par le manque de

données spatio-temporelles. Cette quantification des impacts est classiquement réalisée sur la base d'une hypothèse de prise en compte d'un environnement standard selon l'approche *Site Generic*. Cette approche sous-entend une non prise en compte des paramètres spatio-temporels. Afin de tendre vers une meilleure évaluation des impacts locaux et régionaux, l'approche *Site Dependent* est préconisée par la communauté internationale de la SETAC car elle permet de prendre en compte de manière la plus efficiente possible certains paramètres spatio-temporels.

2 L'approche Site Dependent

Cette seconde partie fait état des développements entrepris dans la résolution de la problématique d'intégration des paramètres spatio-temporels par la communauté internationale. La résolution de cette problématique passe par le développement de l'approche *Site Dependent* et de son intégration à la méthodologie ACV. De nombreux auteurs tentent de l'intégrer à l'étape de caractérisation des impacts en développant des méthodes de calculs prenant en compte l'espace et le temps. Dès lors, selon ces méthodes, un indicateur d'impacts intègre non seulement le potentiel polluant de la substance mais également des informations concernant les conditions de l'émission, des milieux impactés, du devenir du polluant et de ses effets sur la cible. L'intégration de tous ces paramètres à un indicateur nous semble trop ambitieuse et source de nombreuses incertitudes. Nous qualifions ce type d'intégration d'*a posteriori*. Nous avons soulevé, plus tôt dans ce chapitre, la problématique de la classification des impacts sans prise en compte de ces paramètres et nous proposerons dans cette seconde partie de développer une procédure de classification les intégrant, toujours dans une approche *Site Dependent*.

2.1 L'approche Site Dependent dans la littérature

Comme nous l'avons vu dans le § 1.2.3 de ce chapitre, la communauté internationale de l'ACV, la SETAC s'intéresse depuis une dizaine d'années à cette problématique d'évaluation des impacts locaux et régionaux et propose, pour la résoudre, de travailler sur l'approche *Site Dependent*. Dans un premier temps, nous définirons les enjeux et limites d'une telle approche.

Dans un second temps, nous décrirons les méthodes de caractérisation utilisant cette approche.

2.1.1 Vers l'approche Site Dependent

Deux types d'approches sont généralement utilisées dans le cadre des évaluations environnementales : l'approche *Site Generic* et l'approche *Site Specific*. Ces approches permettent respectivement de prendre en compte un environnement dit standard et un environnement dit spécifique. Ces deux approches ne semblent pas satisfaisantes dans la problématique d'évaluation des impacts locaux et régionaux par une ACV. Une troisième approche, l'approche *Site Dependent* est l'approche envisagée par la communauté scientifique internationale afin de résoudre la problématique de l'écart entre l'occurrence des impacts réels et les impacts calculés par l'ACV en ce qui concerne les impacts locaux et régionaux.

2.1.1.1 L'approche Site Generic

L'ACV est généralement réalisée dans le cadre d'une approche *Site Generic*. L'environnement considéré, en termes de milieux impactés, est qualifié de générique, en d'autres termes, ses caractéristiques ne sont pas connues précisément et il est considéré comme possédant des caractéristiques standard. Aucun paramètre spatio-temporel en ce qui concerne la source d'émission ou le milieu potentiellement impacté, n'est pris en compte. Cette approche semblait satisfaisante dans le cadre d'une évaluation environnementale globale telle que l'ACV et même recommandée par certains praticiens qui jugent que considérer un environnement standard est essentiel et intrinsèque à l'ACV [WHITE et al, 1995]. Le nombre important de données à récolter et la localisation géographique des processus n'étant pas connue, cette approche apparaît comme la plus réaliste et faisable. Elle est toujours satisfaisante pour une évaluation des impacts environnementaux globaux car la réalisation et l'intensité de ce type d'impacts dépendent très peu des conditions des milieux impactés. Par contre, pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux, dont la réalisation et l'intensité dépendent des conditions de l'émission et du milieu, cette approche n'apparaît plus satisfaisante. Elle entraîne, en effet, un écart trop important, selon la communauté de la SETAC, entre l'occurrence des impacts locaux et régionaux réels et l'occurrence de ces mêmes impacts calculés par l'ACV.

Il semble donc nécessaire d'utiliser une autre approche pour l'évaluation de ces impacts.

2.1.1.2 L'approche Site Specific

Certaines évaluations environnementales telles que l'Etude d'impact utilisent une approche différente : l'approche *Site Specific.* Cette approche permet de prendre en compte un environnement qualifié de spécifique : les caractéristiques du milieu impacté sont très bien connues. En effet, dans le cadre d'une Etude d'impact, l'étude se focalisant sur un site industriel précis, il est possible et nécessaire de connaître les caractéristiques des sources d'émission et du milieu. Par ailleurs, ce type d'étude évalue plus spécialement les impacts locaux et régionaux engendrés par l'installation industrielle. L'utilisation de cette approche est préconisée dans le cadre d'une évaluation d'un site industriel précis car elle demande un niveau de détail assez fin et un grand nombre de données disponibles en termes de flux anthropiques et de connaissance de l'état de l'environnement. Cette approche n'est pas préconisée pour une étude globale telle que l'ACV [POTTING et HAUSCHILD, 2006], non seulement, qui considère l'ensemble du cycle de vie d'un système avec des procédés pouvant se réaliser n'importe où dans le monde mais également, qui évalue un grand nombre de catégories d'impacts. Cette globalité semble incompatible avec le niveau de détail requis pour cette approche. Elle peut cependant être recommandée pour l'évaluation plus précise d'une étape du cycle de vie d'un système identifiée comme l'étape la plus impactante de l'ACV [SONNEMANN, 2004].

Dès lors, une approche permettant de concilier le caractère holistique de l'ACV et le besoin d'une meilleure évaluation des impacts locaux et régionaux, doit être trouvée.

2.1.1.3 L'approche Site Dependent

Afin de tendre vers une meilleure évaluation des impacts locaux et régionaux dans une ACV, l'approche utilisée doit permettre de prendre en compte les conditions spatiales et temporelles de l'émission et certaines caractéristiques du milieu potentiellement impacté. Cette approche doit permettre d'évaluer des impacts dont l'apparition et l'intensité dépendent du milieu. Cette approche est appelée *Site Dependent.* Elle se situe « idéalement » entre l'approche *Site Generic* et l'approche *Site Specific.* Il s'agit d'établir un équilibre entre le

besoin de données concernant l'émission et le milieu impacté, et, les moyens déployés pour obtenir ces données sans tendre de manière trop importante vers l'approche *Site Specific*. L'approche *Site Dependent* permet la prise en compte de certains paramètres spatio-temporels des milieux sans trop alourdir l'étape d'inventaire. Dans le cadre de cette approche *Site Dependent*, l'enjeu est de mener une recherche efficiente des données nécessaires à une évaluation plus précise des impacts locaux et régionaux par une ACV. Cette efficience se définit par le degré de finesse et de fiabilité des résultats attendus par rapport aux moyens déployés afin de recueillir les données nécessaires en ce qui concerne la source d'émissions et le milieu potentiellement impacté.

L'approche *Site Dependent* semble être une piste prometteuse pour la résolution de cette problématique. Ainsi, cette approche a été utilisée dans le développement de nouvelles méthodes de caractérisation des impacts.

2.1.2 Les méthodes utilisant l'approche Site Dependent

Depuis une dizaine d'années, l'approche *Site Dependent* est de plus en plus utilisée. Son utilisation est centrée sur l'amélioration des indicateurs d'impacts grâce à la prise en compte de paramètres spatio-temporels. Des travaux ont été entrepris afin d'améliorer l'évaluation de certains impacts et notamment l'acidification, la toxicité et l'écotoxicité. De nombreuses méthodes de caractérisation ont été développées, parmi elles les méthodes Ecoindicator 99, Impact 2002+ et EDIP 2003.

2.1.2.1 Emergence de cette approche

L'approche *Site Dependent* est perçue comme une solution à la problématique d'une intégration des paramètres spatio-temporels pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux dans une ACV. Potting est l'auteur emblématique de l'émergence de cette approche [POTTING, 2000]. Il a mis en évidence la nécessité et la faisabilité d'une telle approche pour l'amélioration de la crédibilité des résultats d'ACV [POTTING et HAUSCHILD, 1997a,b].

Cette approche est sensée modéliser la chaîne cause à effet d'un impact sur l'environnement et mettre en évidence la non linéarité des effets de certains impacts. Dans un premier temps, à travers la chaîne cause à effet d'un impact, les caractéristiques spatio-temporelles de l'émission et du milieu impacté sont identifiées (cf. figure 2.1).

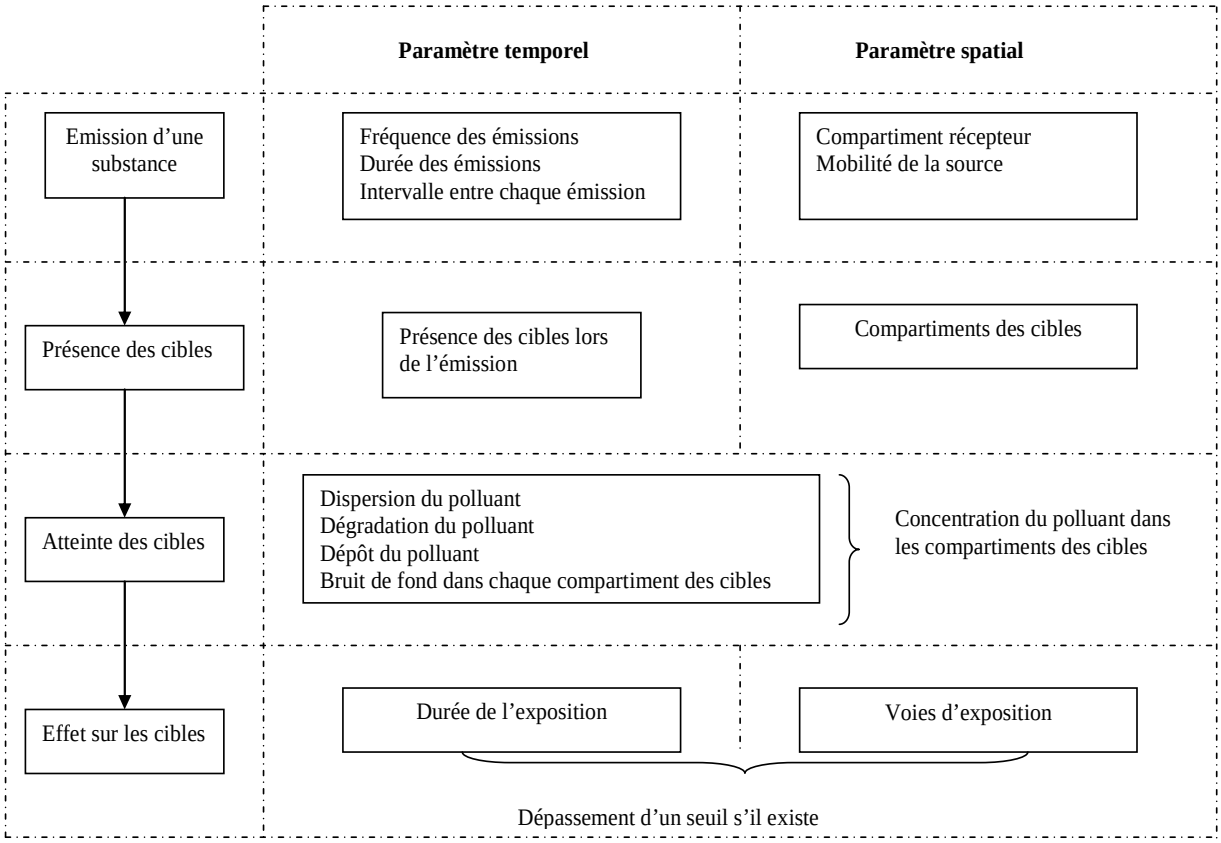


Figure 2.1 : Identification des paramètres spatio-temporels à chacun des maillons de la chaîne cause à effet d'un impact

La figure 2.1 présente l'omniprésence et l'importance des paramètres spatio-temporels tout au long de la chaîne cause à effet d'un impact. Ces paramètres conditionnent l'apparition et l'intensité de l'impact. A travers chaque item de la chaîne, les paramètres spatiaux et temporels sont identifiés :

- pour l'émission de la substance : les caractéristiques de la source d'émission et de l'émission sont définies ;
- pour la présence des cibles : il s'agit de définir la présence des cibles dans le compartiment d'émission ou de dépôt du polluant pendant la durée de l'émission ;
- pour l'atteinte des cibles : les paramètres spatio-temporels ne peuvent être dissociés et conditionnent le devenir du polluant, c'est à dire sa concentration dans chaque compartiment ;
- pour l'effet sur les cibles : les paramètres spatiaux et temporels peuvent être dissociés mais ce sont ensemble qu'ils conditionnent l'apparition d'un effet sur les cibles en identifiant le dépassement d'un seuil d'effet.

Le dernier item « effet sur les cibles » met en lumière la non linéarité de certains impacts au regard de la présence de seuils d'effet. L'approche *Site Generic* ne permet pas de modéliser l'existence d'effet seuil. Cette approche est qualifiée de « less is better ». Elle est basée sur le principe de prudence en émettant l'hypothèse que la moindre émission entraîne des effets, ce qui entraîne le plus souvent une majoration de l'impact. L'approche *Site Dependent*, avec l'intégration d'un plus grand nombre de paramètres, est qualifiée d'« above threshold ». Elle est basée sur l'identification de dépassement de seuil d'effets et permet de quantifier plus finement l'impact (cf. figure 2.2).

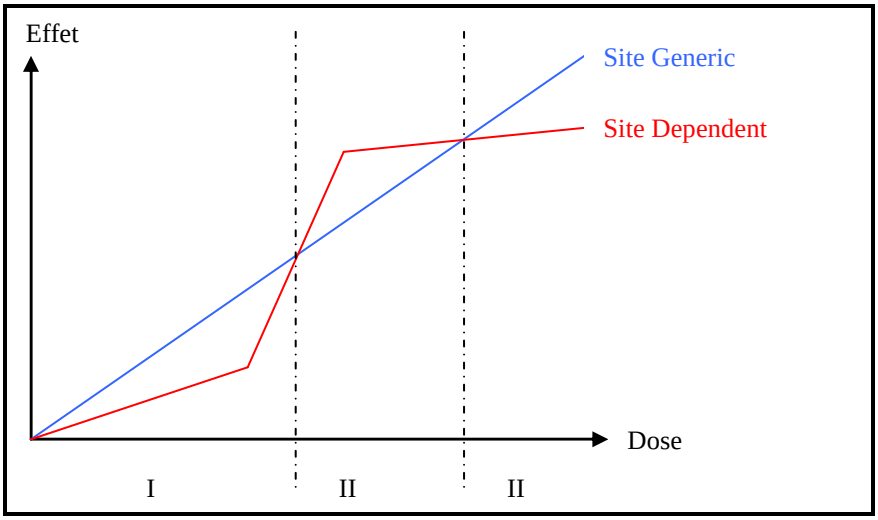


Figure 2.2 : Courbes dose/effet selon les approches Site Generic et Site Dependent inspirées de [POTTING et HAUSCHILD, 1997a]

L'approche *Site Generic* permet d'évaluer linéairement les impacts alors que l'approche *Site Dependent* permet d'évaluer les impacts selon les effets seuils et non proportionnellement à la dose. La prise en compte des effets seuil permet de tendre vers une plus grande réalité de l'impact (cf. figure 2.2). La comparaison des courbes de cette figure met en évidence l'écart à la réalité de l'approche *Site Generic*. On observe une majoration de l'impact en utilisant cette approche dans l'aire I, une minoration dans l'aire II et une majoration dans l'aire III.

Globalement, l'approche *Site Dependent* peut se résumer dans le synoptique de la figure 2.3.

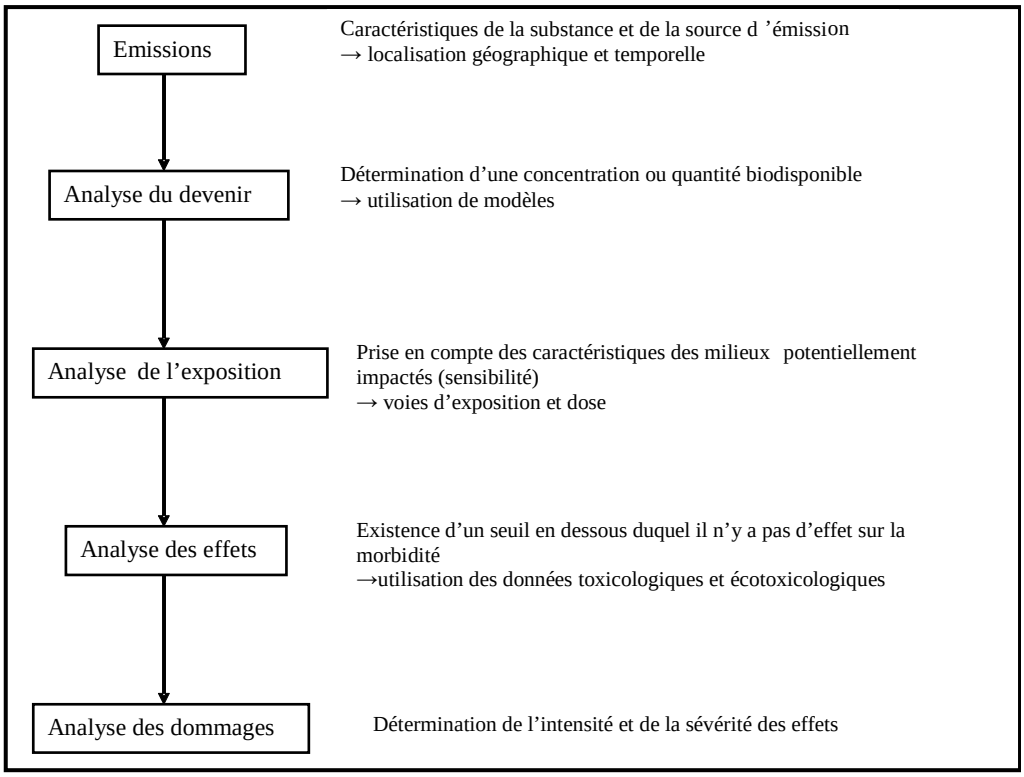


Figure 2.3 : Synoptique de l'approche Site Dependent

La figure 2.3 présente les cinq points de l'approche *Site Dependent* construits au regard de la chaîne cause à effet d'un impact :

- la caractérisation qualitative et quantitative de l'émission et de la source d'émission ;
- l'analyse du devenir du polluant permettant de déterminer quelle quantité de polluant émis sera en contact avec les cibles après les phénomènes de transport, dispersion, dégradation et dépôt ;
- l'analyse de l'exposition permettant d'identifier les voies d'exposition des cibles potentiellement présentes ;
- l'analyse de l'effet permettant de comparer la quantité en contact avec les cibles et les seuils d'effet de ce polluant sur ces cibles ;
- l'analyse des dommages permettant de qualifier et quantifier les effets sur les cibles.

L'enjeu de cette approche *Site Dependent* est d'intégrer les données nécessaires à l'amélioration de la crédibilité de l'ACV en termes d'évaluation des impacts locaux et régionaux, sans complexifier, de manière trop importante, l'étape d'inventaire. Dès lors, un grand nombre de praticiens ont tenté d'améliorer les indicateurs d'impacts en intégrant ces paramètres.

2.1.2.2 Quelques travaux sur l'acidification

Nous avons répertorié un grand nombre de travaux portant principalement sur l'évaluation de l'acidification. L'apparition et l'intensité de cet impact dépendent fortement du lieu de l'émission et du devenir des polluants atmosphériques. Deux types de travaux sont identifiables : un travail basé sur la sensibilité du milieu en termes de bruit de fond [HOGAN et al, 1996] et un travail basé sur le développement d'indicateurs d'impacts selon la localisation géographique de l'émission grâce à des modèles numériques [POTTING et al, 1998] [HETTELINGH et al, 2005] [KREWITT et al, 2001] [FINNVEDEN et NILSSON, 2005]. Enfin, la faisabilité et la pertinence de l'utilisation de ces modèles ont été testées [BELLEKOM et al, 2006].

Dans un contexte de prise de décision pour un industriel, Hogan a travaillé sur l'intégration des paramètres spatiaux dans l'évaluation des impacts de trois contenants pour jus de fruits [HOGAN et al, 1996]. Cette méthodologie est basée sur la prise en compte de l'état de l'environnement selon l'Environmental Protection Agency (EPA). L'EPA détermine les régions sensibles en termes de dépassement du seuil fixé par l'EPA. Pour chaque polluant et pour chaque catégorie d'impact, Hogan détermine un facteur de seuil d'émission (Threshold Emissions Factor ou TFE) qui dépend du type de polluant et du lieu de l'émission. Le TFE est un pourcentage déterminant la part de l'émission considérée pour le calcul de l'impact. Si l'émission d'un polluant se produit dans une région où la concentration de ce polluant dépasse le seuil de l'EPA, le TFE est de 100% et, inversement, si le polluant est émis dans une région où sa concentration ne dépasse pas le seuil, le TFE est de 0%. Par exemple, pour l'émission de particules résultant de l'activité de raffinerie aux Etats-Unis pour les Etats du Texas, de la Louisiane et de Californie, le TFE est de 11,4%. Cela signifie donc que 11,4% des émissions de particules ont lieu dans une région qualifiée de sensible par l'EPA. Cette méthodologie permet de prendre en compte la localisation de l'émission en termes de bruit de fond et de seuils. Cependant, il convient de s'interroger sur la pertinence des seuils de l'EPA sur lesquels est basée le calcul ou non de l'impact acidification. Par ailleurs, ces travaux mettent en avant la prise en compte de la sensibilité du milieu en n'évaluant l'impact que dans les milieux pollués or plus le milieu est pollué moins il y a d'impacts.

Dans un contexte de réduction des émissions responsables de l'acidification et afin de modéliser le devenir des polluants, un modèle a été développé par l'International Institute for

Applied System Analysis (IIASA) à Vienne (Autriche) : il s'agit du modèle Regional Air pollution Information and Simulation (RAINS) [POTTING et al, 1998]. Dans sa version 7.2, RAINS intègre les niveaux d'émission de 44 pays d'Europe pour les émissions de SO_2, NO_x et NH_3, permet de modéliser le transport et le dépôt atmosphérique et permet de comparer la concentration des polluants à des seuils pour les impacts acidification, eutrophisation et pollution photochimique. A partir de ces données, un indicateur d'impact est déterminé pour chaque région. Cet indicateur fait état des écosystèmes non protégés et des émissions dans chaque région. De nombreux travaux ont fait suite à celui-ci afin d'améliorer cette méthodologie et notamment l'étude de Hettelingh [HETTELINGH et al, 2005].

Afin d'appliquer cette méthodologie à des pays non européens et notamment les pays d'Amérique Latine et d'Asie, Krewitt a développé le modèle Ecosense [KREWITT et al, 2001] fondé sur le modèle RAINS. Ecosense permet de déterminer des indicateurs d'impacts en modélisant la source d'émissions dans différents pays, le transport des polluants et les voies d'exposition des cibles. Krewitt a mis en évidence, grâce à ce modèle, l'importance de la distribution spatiale des cibles et des conditions météorologiques pendant l'émission pour les polluants primaires. Pour ces polluants, le bruit de fond a peu d'importance dans la réalisation de l'impact. L'intensité des impacts dépend donc du lieu de l'émission. Cependant, pour les polluants secondaires, le bruit de fond a son importance en termes de type de polluants présents et de leur quantité. Finnveden et Nilsson ont testé le modèle Ecosense pour l'évaluation des impacts sur les écosystèmes et la santé humaine des émissions de NO_x, SO_2 et de particules engendrées par des installations hypothétiques de production d'électricité situées dans quatre lieux différents en Suède avec des densités différentes de population [FINNVEDEN et NILSSON, 2005]. Les résultats de cette étude montrent, dans un premier temps, que le lieu n'a que peu d'importance pour l'évaluation de l'acidification et l'eutrophisation. En effet, les milieux rencontrés dans les différentes régions de Suède semblent similaires. Dès lors, l'échelle du pays préconisée par la plupart des auteurs semble pertinente. Cependant, il convient de noter que la frontière légale d'un pays ne symbolise pas forcément une différence de caractéristiques environnementales. Dès lors, Finnveden et Nilsson préconisent une distinction en termes de région et non de pays. Dans un second temps, pour l'impact sur la santé humaine, la densité de population revêt une certaine importance. Donc pour l'évaluation de l'impact sur la santé humaine, l'échelle du pays ne convient pas et un niveau plus fin est préconisé.

Au regard de ces différents travaux, Bellekom s'est interrogé sur la faisabilité et la reproductibilité d'ACV utilisant une approche *Site Dependent* pour l'évaluation de l'acidification [BELLEKOM et al, 2006]. Cet auteur a choisi de réévaluer, grâce à la méthode EDIP 2003 (basée sur le modèle RAINS), l'impact acidification de trois études dont les rapports, en termes de données d'inventaire, sont très détaillés. Cette réévaluation nécessite des données sur la localisation des processus et, pour certains processus, il a fallu faire l'effort de la désagrégation des données. Cet article a mis en évidence, dans un premier temps, la faisabilité de l'approche *Site Dependent* pour l'évaluation de l'acidification et dans un deuxième temps, le manque d'indicateurs d'impacts dans la méthode EDIP 2003 pour des émissions ayant lieu à l'extérieur de l'Europe.

2.1.2.3 Quelques travaux sur la toxicité et l'écotoxicité

Pour les impacts sur la santé humaine et celle des écosystèmes, l'utilisation du modèle USES-LCA s'est développée. Ce modèle est basé sur l'European Uniform System for the Evaluation for Substances (EUSES 2.0) développé par le RIVM [HUIJBREGTS et al, 2000]. Le modèle EUSES est utilisé par l'Union Européenne comme outil d'évaluation des risques toxiques et écotoxiques. Huijbregts a adapté ce modèle pour une utilisation environnementale et notamment pour l'étape d'évaluation des impacts de l'ACV [HUIJBREGTS et al, 2000]. Ce modèle est donc utilisé afin de déterminer différents potentiels de toxicité pour 181 substances pour six catégories d'impacts (l'écotoxicité marine, d'eau douce, terrestre, des sédiments marins, des sédiments d'eau douce et la toxicité humaine) en prenant en compte les paramètres spatio-temporels pour définir le devenir du polluant, l'exposition des cibles et les effets du polluant sur ces cibles. Afin d'améliorer ces potentiels de toxicité ou d'écotoxicité, Huijbregts tente d'intégrer le paramètre temporel en termes d'horizon de temps pour les effets : 20, 100 ou 500 ans [HUIJBREGTS et al, 2001]. Habituellement, l'horizon de temps considéré est infini. Les résultats de cette prise en compte de cet horizon temporel sont que cet horizon revêt une importance pour les métaux et peu d'importance pour les polluants organiques. Il reste cependant beaucoup d'incertitudes en ce qui concerne le devenir des polluants dans les différents milieux. Enfin, Huijbregts apporte une mise à jour des potentiels de toxicité et d'écotoxicité avec la détermination des potentiels de 3393 substances dans sept compartiments [HUIJBREGTS et al, 2005].

2.1.2.4 Les méthodes de caractérisation développées

Parallèlement à ces travaux sur l'amélioration des indicateurs de certaines catégories d'impacts, des méthodes complètes d'évaluation des impacts ont été développées en utilisant l'approche *Site Dependent*. Ces méthodes sont qualifiées d'*endpoint.* Ces méthodes tentent de prendre en compte tous les maillons de la chaîne cause à effet d'un impact là ou les méthodes *midpoint* s'arrêtent aux propriétés de la substance (cf. Chapitre 1, § 2.3.3.3). Nous avons répertorié trois méthodes *endpoint* : Ecoindicator 99, Impacts 2002+ et EDIP 2003. La méthode Ecoindicator 99 est la première à avoir été développée dans ce contexte d'intégration des paramètres spatio-temporels [GOEDKOOP et SPRIENSMA, 2001]. Cette méthode utilise les modèles RAINS et EUSES pour modéliser le devenir, l'exposition et les effets des polluants respectivement pour les impacts acidification et eutrophisation, et toxicité, écotoxicité et pollution photochimique. La méthode Impact 2002+ se concentre davantage sur les impacts toxicité et écotoxicité [JOLLIET et al, 2003]. La méthode EDIP 2003 est la méthode la plus récente [HAUSCHILD et POTTING, 2004]. Ces méthodes tentent d'évaluer les effets des polluants en déterminant le devenir du polluant, les voies d'exposition, les populations sensibles et les effets du polluant. L'ensemble de ces paramètres est ensuite agrégé dans un indicateur par substance et par catégorie d'impact.

2.1.2.5 Les limites de ces méthodes a posteriori

L'utilisation de l'approche *Site Dependent* dans la littérature est centrée sur l'amélioration des indicateurs de certaines catégories d'impacts donc de la phase de caractérisation des impacts. Le résultat de cette amélioration est l'agrégation d'un grand nombre de paramètres dans un seul indicateur. Cette agrégation entraîne une certaine opacité en ce qui concerne la construction de ces indicateurs et un grand nombre d'incertitudes au niveau du résultat d'impact. Ces méthodes *endpoint* dont l'ambition est d'évaluer plus finement les impacts et notamment en termes de dommages finaux sur les cibles, introduisent des incertitudes liées à la prise en compte de tous les maillons de la chaîne cause à effet d'un impact, mais des incertitudes surtout liées à l'agrégation de ces données qui entrave la transparence des méthodes. Par ailleurs, seul le dernier item de la chaîne cause à effet illustre l'apparition de l'impact. Les autres items étant des maillons de cette chaîne, ils déterminent les conditions propices ou non à la réalisation de l'impact et seul le dernier item fait état de sa réalisation potentielle et de son intensité. Dès lors, l'intégration de l'ensemble des maillons

dans la phase de caractérisation des impacts nous semble peu pertinente et tardive. Nous qualifions alors ces méthodes d'*a posteriori* car les paramètres spatio-temporels ne sont pas pris en compte pour déterminer la réalisation potentielle de l'impact mais uniquement pour préciser son intensité.

L'approche *Site Dependent* a été largement abordée dans la littérature en ce qui concerne se faisabilité, sa pertinence et son application [POTTING et HAUSCHILD, 2006]. Sa faisabilité a été démontrée au regard du type et de la quantité des données requises pour l'application d'une telle approche sans tendre vers l'approche *Site Specific*. Sa pertinence, au début pas évidente au regard de l'approche *Site Generic*, a ensuite été largement plébiscitée. Son application s'est centrée sur l'amélioration des indicateurs des catégories d'impacts locaux et régionaux, en d'autres termes, sur la phase de caractérisation des impacts. Or, l'objectif de l'utilisation d'une telle approche est de diminuer l'écart entre l'occurrence des impacts réels et celle des impacts calculés par l'ACV. Cet écart se traduit, dans un premier temps, par une majoration des impacts calculés par l'ACV par rapport aux impacts réels, et, dans un deuxième temps, par le calcul d'impacts qui ne se produisent peut-être pas dans la réalité. L'utilisation de l'approche *Site Dependent* dans la phase de caractérisation des impacts résout la majoration des impacts avec de plus ou moins grandes incertitudes mais ne résout pas la problématique de la réalité de la réalisation potentielle de l'impact. Cette intégration est alors qualifiée d'*a posteriori*. L'intégration des paramètres spatio-temporels, en amont de la phase de caractérisation peut résoudre cette dernière problématique et sera qualifiée d'approche *a priori*.

2.2 Proposition d'une approche a priori

Les méthodes précédemment décrites illustrent une volonté d'intégration de paramètres spatio-temporels lors de la phase de caractérisation des impacts. Ces paramètres sont alors intégrés directement aux indicateurs d'impacts. Cette intégration globale de l'ensemble de ces paramètres à un seul indicateur nous semble complexe et peu transparente. Une intégration plus précoce de ces paramètres dans le calcul de l'impact nous semble pertinente et plus transparente. Cette intégration précoce pourrait être notamment effective dès la phase de classification des impacts car ces paramètres spatio-temporels conditionnent les catégories

d'impacts auxquels les flux concernés peuvent potentiellement contribuer. Ce mémoire propose une intégration lors de la phase de classification des impacts. Nous qualifions cette intégration d'*a priori*.

2.2.1 L'étape à améliorer : la classification

Nous voulons utiliser l'approche *Site Dependent* pour, dans un premier temps, attester la réalisation potentielle de l'impact d'une substance, et dans un deuxième temps, évaluer plus précisément l'intensité de cet impact. L'étape qui conditionne les résultats de l'ACV en termes d'impacts locaux et régionaux est l'étape de classification des impacts. En effet, elle est la phase du processus de traduction des flux anthropiques en impacts environnementaux potentiels. Chaque flux est associé aux impacts qu'il peut potentiellement engendrer ce qui permet le calcul des impacts dans la phase de caractérisation. C'est donc de la classification que dépend le calcul des impacts. Cependant pour réaliser cette classification, la norme recommande de s'attacher surtout à la nature et au potentiel polluant du flux [ISO 14040, 2006]. Cette détermination de la classification des impacts nous semble insuffisante pour garantir une évaluation précise de certains impacts. La technique actuelle de classification entraîne le calcul d'un impact dès qu'une substance est émise. Pour cela, le caractère polluant de la substance émise et le compartiment physique de l'émission sont déterminés et la potentialité de l'impact en est déduite. Cependant, les caractéristiques des sources d'émission (localisation, durée de l'émission, mobilité, …) et du milieu impacté (présence, sensibilité et atteinte de la cible) ne sont pas précisées. Or l'occurrence des impacts locaux et régionaux est fortement dépendante de ces paramètres. Le terme « d'impact potentiel » prend ici toute sa mesure, l'ACV, par définition, n'évalue que des impacts potentiels et non des impacts réels. C'est une caractéristique intrinsèque de l'ACV. Cependant, il semble possible d'améliorer cette évaluation des impacts locaux et régionaux en tendant vers une meilleure appréciation des caractéristiques locales et régionales sans toutefois réaliser une « Etude d'impact » qui utilise l'approche *Site Specific*.

Nous allons donc tenter d'élaborer une méthodologie pour une classification plus précise des impacts locaux et régionaux. L'étape actuelle de classification se limite à associer des flux, selon leur nature, à des catégories d'impacts. Il apparaît important d'intégrer d'autres paramètres notamment pour les impacts locaux et régionaux dépendants des conditions du milieu. Pour construire cette nouvelle procédure, nous nous sommes appuyés sur le

synoptique de l'approche *Site Dependent* (cf. figure 2.3) en l'adaptant (cf. figure 2.4) et en l'intégrant non pas à la phase de caractérisation des impacts mais à la phase de classification. Cette intégration à la phase de classification justifie l'exclusion de ce nouveau synoptique de l'analyse des dommages propre à la phase de caractérisation.

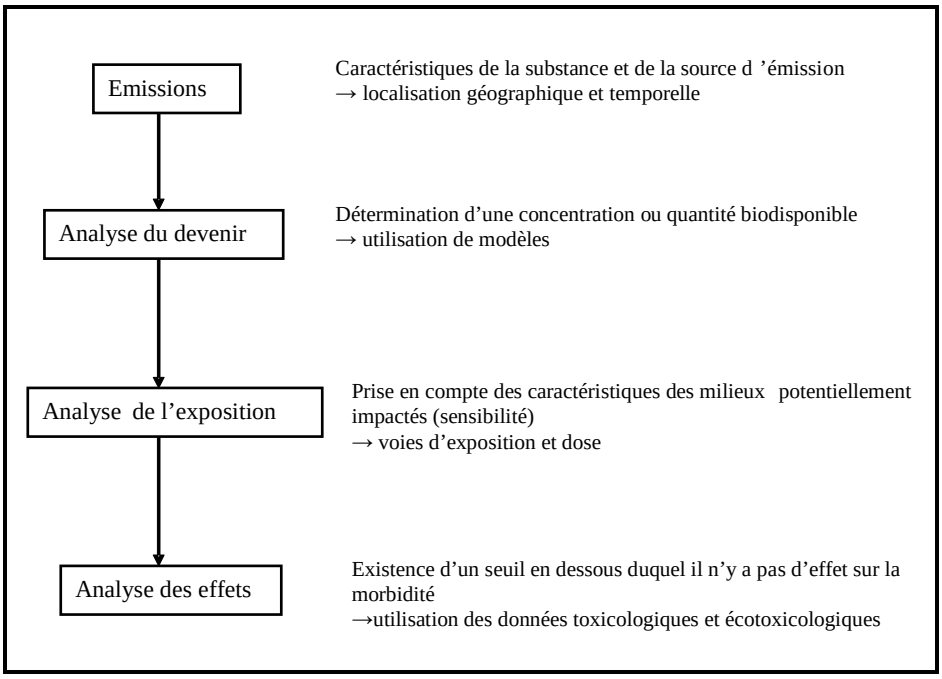


Figure 2.4 : Synoptique adapté de l'approche Site Dependent

Ce synoptique (cf. figure 2.4) représente les bases d'une nouvelle procédure de classification qui s'appuie sur les quatre items de la chaîne cause à effet d'un impact. Chacun des items de la chaîne (cf. figure 2.5) correspond à une étape de la classification :

- l'item « émission de la substance » permet de déterminer le caractère polluant de la substance ;
- l'item « présence des cibles » permet de déterminer la potentialité de l'impact sur les cibles ;
- l'item « atteinte de la cible » permet de déterminer la concentration environnementale du polluant ;
- l'item « effet sur les cibles » permet de déterminer la réalisation potentielle de l'impact.

Le passage d'un item à l'autre dépend du précédent illustrant le lien de cause à effet entre chacun des items. A travers cette procédure, l'objectif est de savoir si oui ou non l'impact peut potentiellement se réaliser. Le dernier item « détermination de la réalisation potentielle

de l’impact » permet de répondre à cette question grâce aux données récoltées tout au long de cette procédure. Pour satisfaire chacun de ces items et avancer dans la classification du polluant, certains paramètres doivent être renseignés. Nous allons donc passer en revue chacune de ces étapes de cette procédure de classification.

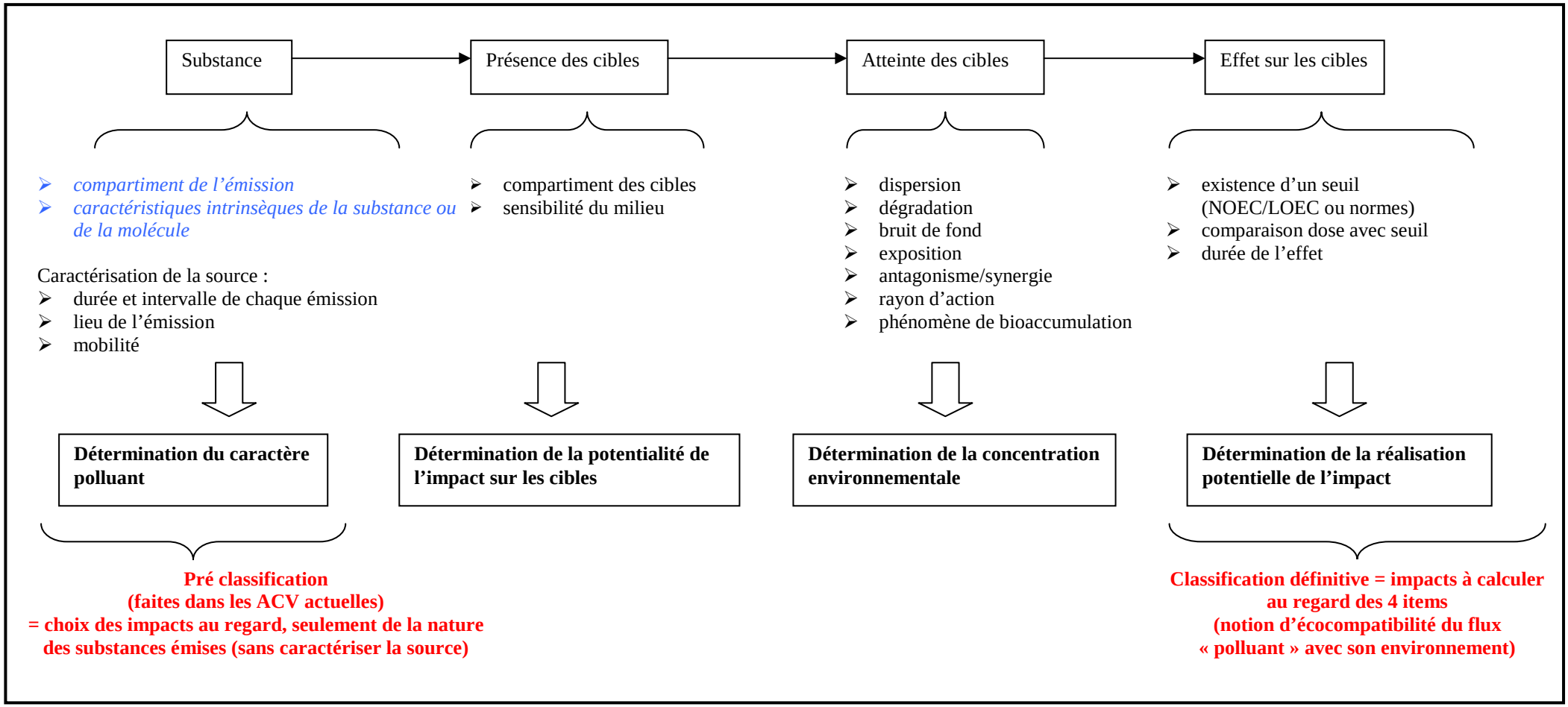


Figure 2.5 : Procédure de classification des substances susceptibles d'engendrer des impacts locaux et régionaux selon les quatre items de la chaîne cause à effet d'un impact

2.2.1.1 La détermination du caractère polluant

Ce premier item correspond partiellement à la phase de classification d'une ACV classique. Il convient comme dans les ACV classiques de traduire le flux en impact à l'aide des données récoltées lors de l'inventaire. Pour traduire ces flux en impacts, les propriétés physico-chimiques de la substance sont utilisées. Cependant, cette procédure permet d'ajouter à ces données concernant la substance, d'autres données concernant les sources d'émission. Dans une approche *Site Dependent*, il convient d'identifier les caractéristiques spatio-temporelles des sources d'émission afin de mieux évaluer les impacts locaux et régionaux. Sur la figure 2.5, sous l'item « substance », les renseignements en bleu et en italique sur le schéma sont les renseignements généralement nécessaires dans une ACV classique, pour qualifier la substance, c'est à dire les propriétés physico-chimiques de la substance et le compartiment où elle est émise. Les renseignements en noir concernent les caractéristiques spatio-temporelles des sources d'émission et des émissions nécessaires pour l'approche *Site Dependent*. Ces renseignements doivent permettent d'identifier le lieu de l'émission, sa fréquence et la mobilité de la source. Ce premier item peut être qualifié de pré-classification. En effet, comme pour une classification classique, chaque flux est associé à un ou plusieurs impacts qu'il peut potentiellement engendrer mais cette nouvelle procédure de classification ne se termine pas là. Cet item n'est pas déterminant en ce qui concerne la décision du calcul ou non de l'impact.

2.2.1.2 La détermination de la potentialité de l'impact sur les cibles

Ce deuxième item consiste en l'identification des cibles potentielles et de leur présence dans le milieu impacté. Il s'agit ici de l'intégration d'un paramètre spatial afin de déterminer s'il y a une adéquation entre le compartiment de l'émission et la localisation géographique des cibles potentiellement sensibles au polluant émis. Dès cet item, si le milieu potentiellement impacté ne correspond pas au milieu requis pour la réalisation potentielle de l'impact considéré, l'impact doit être écarté de l'évaluation.

2.2.1.3 La détermination de la concentration environnementale

Ce troisième item est le point clé de cette procédure de classification. Afin de répondre à l'objectif de tendre vers une évaluation plus précise de l'intensité de l'impact, cet item tend

vers une moindre majoration de cette intensité en déterminant la quantité de polluant émis qui doit être utilisée pour le calcul de l'impact. En effet, la majoration des impacts dans une ACV classique est, en grande partie, due à la prise en compte de la quantité totale émise pour le calcul de l'impact. Or, dans la réalité, une quantité moindre atteint la cible du fait de son transport, de sa dégradation et de son dépôt. Cependant, cette quantité dépend de nombreux paramètres plus ou moins déterminables. En effet, selon les connaissances du milieu de l'émission, des conditions météorologiques et climatiques, des phénomènes d'antagonisme et de synergie entre les différentes substances en présence et le phénomène de bioaccumulation, cette quantité est plus ou moins déterminable et est soumise à des incertitudes. En outre, cette quantité après son transport et sa dégradation doit être ajoutée à la quantité déjà présente dans l'environnement appelée bruit de fond. Après cet item, nous avons donc déterminé la concentration environnementale de polluants dans les différents compartiments où les cibles sont présentes. A la fin de cet item, il n'est pas possible d'exclure un flux de l'évaluation.

2.2.1.4 La détermination de la réalisation potentielle de l'impact

Ce dernier item doit permettre de trancher pour la prise en compte ou non d'un flux pour la phase de caractérisation des impacts qui doit suivre. Cet item consiste en la comparaison entre la concentration environnementale et un seuil d'effet. Si le seuil est dépassé, l'impact est calculé. Cet item n'a lieu d'être que pour les impacts et les substances dont le seuil d'effet existe et est connu puisqu'il faut faire la comparaison du seuil d'effet et de la concentration environnementale de la substance. S'il n'y a pas de seuil connu, l'impact est jugé pertinent et est calculé à partir de la concentration environnementale. Cet item met en avant la notion d'« écocompatibilité » d'un flux de polluant par rapport au milieu dans lequel il est rejeté.

Il apparaît clairement que cette nouvelle procédure de classification nécessite des données supplémentaires par rapport à la classification réalisée dans une ACV classique. L'enjeu de l'intégration de l'approche *Site Dependent* dans la phase de classification est d'améliorer l'évaluation des impacts locaux et régionaux de manière efficiente. Cette procédure répond aux objectifs de cette approche par l'identification des impacts pertinents à calculer et par une moindre majoration de leur intensité. Par ailleurs, l'item « détermination de la concentration environnementale » est le point névralgique de cette procédure car il réunit à lui seul la résolution des deux objectifs. La détermination de cette concentration

permet, dans un premier temps, de déterminer la pertinence du calcul de l'impact en la comparant au seuil existant, et, dans un deuxième temps, d'utiliser cette valeur moindre que la quantité émise pour le calcul d'un impact moins majoré. Cependant cette concentration environnementale est difficilement déterminable. Il semble, alors, important de tenter de déterminer au mieux cette concentration du polluant dans l'environnement.

2.2.2 Modélisation de la concentration environnementale par EUSES

A l'aide des paramètres spatio-temporels caractérisant la source d'émission et le milieu impacté, le troisième item de la procédure de classification doit permettre de calculer une concentration environnementale. Il s'agit de modéliser les phénomènes de transport, dégradation et dispersion des polluants à travers les différents compartiments. Cette modélisation permet de mieux appréhender la quantité du polluant atteignant la cible et pouvant avoir des effets sur la cible. Le modèle utilisé est EUSES 2.1 [RIVM, 1998].

2.2.2.1 Description générale de EUSES

Afin de modéliser cette concentration, nous avons décidé d'utiliser le modèle numérique EUSES [RIVM, 1998]. Le modèle European Union System for the Evaluation of Substances (EUSES) est basé sur le Guide Technique Européen (TGD) [European Chemical Bureau, 2003] pour l'évaluation quantitative des risques des substances dans un contexte réglementaire européen. Ce modèle a été développé par le RIVM sous l'impulsion de la Commission Européenne. Il est le résultat d'un effort coordonné entre les membres de l'Union Européenne, la Commission Européenne et les industriels de la chimie en Europe. EUSES 2.1 est un programme utilisé dans un contexte d'aide à la décision pour l'évaluation des risques des substances sur l'Homme et l'environnement. Ce modèle fait la distinction entre l'Homme et l'environnement :

- l'Homme caractérise les consommateurs, les travailleurs ou les Hommes exposés à travers l'environnement ;
- l'environnement caractérise les écosystèmes tels que les microorganismes présents dans les STEP, les écosystèmes aquatiques, terrestres et sédimentaires, et les grands mammifères.

Notre choix s'est porté sur ce modèle car il permet de caractériser la substance, de prédire son comportement dans l'environnement en termes de transport, dégradation et distribution,

d'étudier les voies d'exposition des Hommes et de l'environnement et d'évaluer le dépassement de seuils d'effet s'ils existent (cf. figure 2.6). Le devenir du polluant est modélisé à travers tous les compartiments physiques, selon deux échelles de temps (le court et le long terme) et selon trois échelles spatiales :

- l'échelle individuelle pour le public et les travailleurs ;
- l'échelle locale pour les Hommes et l'environnement près de la source;
- l'échelle régionale pour les Hommes et l'environnement dans une large région.

L'analyse de l'exposition est menée selon la notion de « pire cas raisonnable ou reasonable worst case » qui utilise des standards d'exposition défavorables mais réalistes. Elle permet d'identifier les voies d'exposition et les doses auxquelles sont exposées les différentes cibles. L'analyse des effets permet ensuite de déterminer, pour chaque cible présente dans chaque compartiment pollué, les seuils d'effets pour les différentes cibles. Enfin, la dernière étape est la comparaison quantitative entre les résultats de l'analyse des effets et ceux de l'analyse de l'exposition. Cette comparaison s'exprime par un ratio, le ratio de caractérisation du risque qui définit la probabilité d'apparition d'effets défavorables sur les cibles.

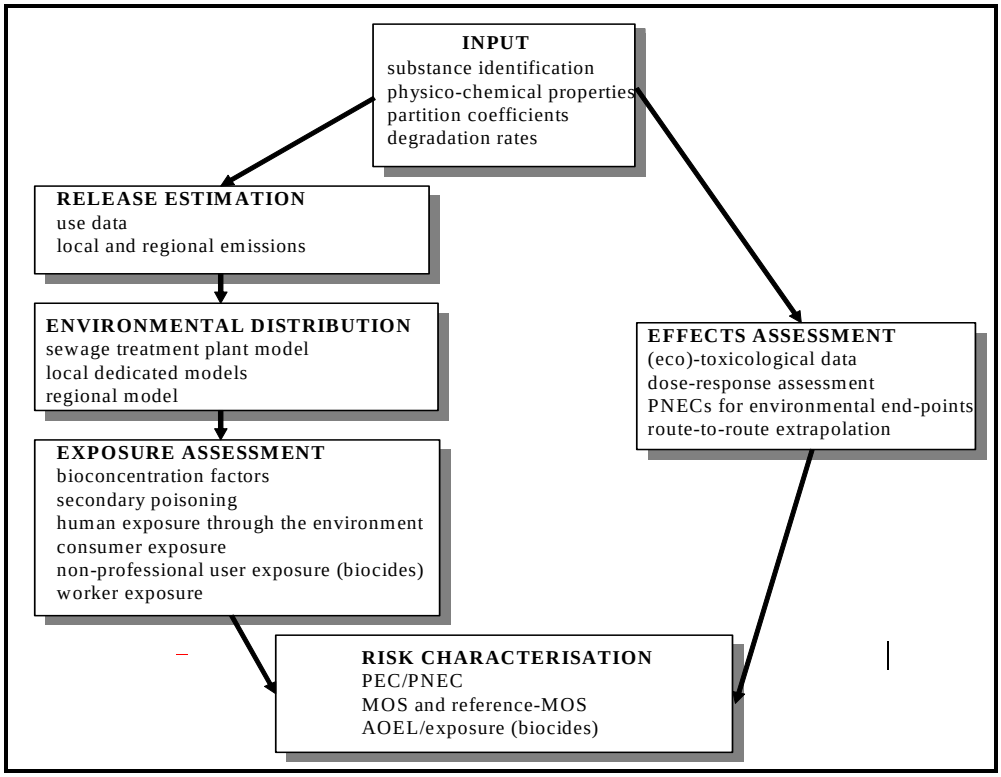


Figure 2.6 : Les principales étapes de EUSES [RIVM, 1998]

A travers ce descriptif général, EUSES n'apparaît pas comme un outil utilisant une approche *Site Specific* mais comme un outil permettant de prendre en compte un certain nombre de paramètres locaux et régionaux.

2.2.2.2 Le détail de la structure de EUSES

EUSES se compose de six modules principaux :

- information sur la substance ;
- estimation des émissions ;
- distribution ;
- exposition ;
- évaluation des effets ;
- caractérisation du risque.

Information sur la substance

Ce premier module permet de renseigner les propriétés physico-chimiques et le taux de dégradation selon le milieu d'une substance.

Estimation des émissions

Ce module modélise les émissions quotidiennes à l'échelle locale et régionale d'une substance pour toutes les étapes de son cycle de vie : de sa production à sa fin de vie.

Distribution

Ce module permet de modéliser la distribution de la substance dans l'environnement selon deux échelles spatiales : locale et régionale. Les phénomènes de transport, dégradation et dépôt sont modélisés, à l'aide des propriétés physico-chimiques de la substance, afin de déterminer la concentration de la substance dans chacun des compartiments physiques étudiés par EUSES : l'air, l'eau de mer de surface, la mer, les sédiments, les eaux usées, le sol et les nappes phréatiques. Pour chaque compartiment, une concentration prévisible dans l'environnement ou PEC (Previsible Environmental Concentration) est définie.

Exposition

Ce module se base sur le module précédent qui a permis de déterminer la PEC. Il calcule la dose à laquelle les Hommes, les oiseaux et les grands mammifères sont exposés. Pour les oiseaux et les mammifères, le module évalue cette dose à travers la chaîne alimentaire (les poissons, les oiseaux et les vers de terre servant de nourriture à ces mammifères). Pour les Hommes, trois évaluations peuvent être réalisées :

- l'exposition indirecte à travers l'environnement au regard de la bioaccumulation et du contact direct ;
- l'exposition à travers les produits de consommation ;
- l'exposition au poste de travail.

Evaluation des effets

Dans ce module, les données écotoxicologiques et toxicologiques doivent être identifiées. Il est possible de renseigner les données en termes de (éco)toxicité chronique ou aigue pour les différentes échelles de temps concernées : court et long terme.

Pour les écosystèmes, il s'agit de la NOEC (No Observed Effect Concentration ou la plus haute concentration sans effet observé) ou LOEC (Lowest Observed Effect Concentration ou la plus basse concentration où des effets sont observés) pour l'écotoxicité chronique et de la LC(E) 50 (Median Lethal or Effective Concentration ou la concentration ou 50% de la population montrent des effets) pour l'écotoxicité aigue. A partir de ces seuils, la PNEC (Predicted No Effect Concentration ou la concentration prévisible sans effet) est calculée.

Pour les Hommes, on utilise la NOAEL (No Observed Adverse Effect Level ou la plus haute concentration sans effet observé) ou la LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level ou la plus basse concentration où des effets sont observés).

Caractérisation du risque

Ce dernier module permet de comparer les résultats de l'analyse de l'exposition et de l'analyse des effets. Un ratio de caractérisation des risques est calculé pour chaque compartiment et chaque cible.

Pour les écosystèmes, ce ratio compare la PEC et la PNEC. Quand la PNEC n'a pu être déterminée, EUSES peut mener une analyse qualitative des risques dans certaines conditions

(log(Kow) > 3 ou PEC locale ou PEC régionale pour les eaux marines de surface > 1/100 du temps de la solubilité).
Pour les Hommes, EUSES calcule le MOS (Margins Of Safety ou marges de sécurité) à travers les deux échelles temporelles, le court et long terme, pour les consommateurs et les travailleurs et une seule, le long terme, pour l'exposition des Hommes à travers l'environnement.

Il existe trois autres modules annexes : le module « identification de l'étude », le module « type d'évaluation » et le module « caractéristiques de l'environnement par défaut ». Le module d'identification de l'étude permet de renseigner certaines informations concernant l'étude et son commanditaire. Le module déterminant le type d'évaluation à réaliser permet d'identifier les cibles et les échelles spatiales locales et ou régionales à considérer. Le module déterminant les caractéristiques de l'environnement par défaut est basé sur le Technical Guidance Document (TGD) [European Chemical Bureau, 2003] et définit les caractéristiques physico-chimiques des compartiments.

2.2.2.3 Les limites de EUSES

Comme tout outil numérique simplifiant et modélisant des phénomènes naturels, EUSES présente un certain nombre de limites.

Les résultats obtenus par EUSES sont conditionnés par la qualité et la disponibilité des données concernant les propriétés physico-chimiques de la substance et les données écotoxicologiques et toxicologiques. Si des données sont manquantes ou peu fiables, la fiabilité des résultats est remise en question. L'ordre de grandeur de ces incertitudes ne peut pas être quantifié.

EUSES utilise des caractéristiques standard en ce qui concerne les compartiments physiques. Ces caractéristiques représentent les conditions moyennes en Europe. Cependant, les types de milieux et les conditions climatiques et météorologiques ne sont pas homogènes à l'échelle européenne. Utiliser ces caractéristiques par défaut entraîne une importante simplification des phénomènes de transport, dégradation et dépôt des polluants en Europe.

La modélisation des mécanismes de transport, dégradation, dépôt et bioaccumulation est soumise à un grand nombre d'incertitudes non qualifiées ni quantifiées. Ces incertitudes sont dues aux connaissances scientifiques limitées de ces phénomènes.

L'utilisation de EUSES se limite aux impacts toxicité et écotoxicité que peut engendrer un système en fonctionnement normal et ne permet pas, en l'état actuel, d'évaluer d'autres catégories d'impacts.

Ce modèle est complet pour la réalisation d'évaluation quantitative des risques. Dans l'objectif d'une intégration des résultats de ce modèle au sein de la nouvelle procédure de classification d'une ACV, ce modèle semble trop complexe. Nous devons alors préciser les modules de EUSES requis pour une telle utilisation.

2.2.2.4 Utilisation de EUSES pour la nouvelle procédure de classification

Afin d'intégrer les résultats obtenus par EUSES dans la procédure de classification, nous nous limiterons à l'utilisation d'un certain nombre de paramètres des différents modules. Ces limitations sont réalisées au regard des deux objectifs en ce qui concerne notre utilisation de EUSES :

- détermination de la concentration environnementale ;
- détermination de dépassement de seuil d'effet.

Nous allons décrire les paramètres des différents modules que nous avons décidé de renseigner. Cette description est réalisée dans l'ordre d'apparition des modules dans le modèle.

Type d'évaluation

Ce module permet de déterminer le type de cible et l'échelle spatiale à prendre en compte. En ce qui concerne les cibles, nous considérons les écosystèmes à l'échelle locale et régionale et les Hommes exposés à travers l'environnement (cf. figure 2.7).

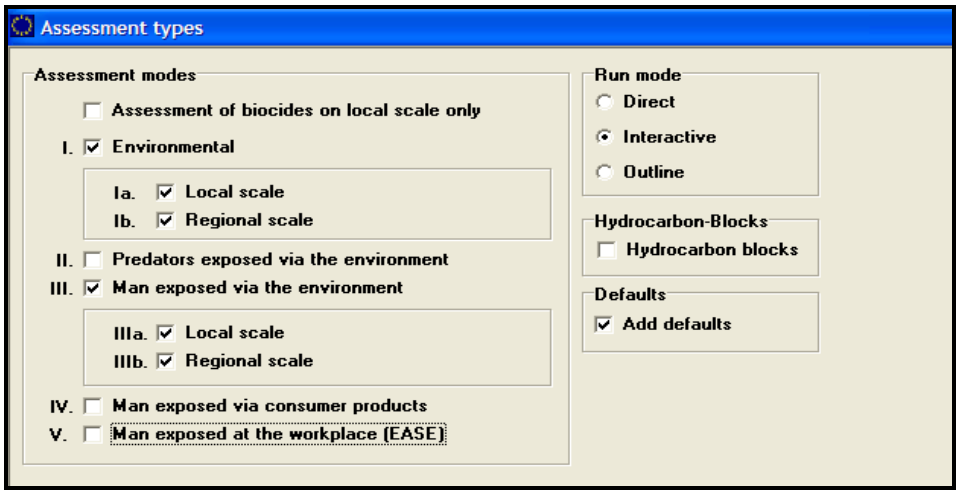


Figure 2.7 : Copie d'écran du module « Assessment types » de EUSES 2.1

Nous ne prenons pas en compte les consommateurs et les travailleurs car une ACV évalue les rejets extérieurs à une installation qui ne concernent donc pas ces deux types de cibles en particulier. Nous ne considérons pas les mammifères (appelés prédateurs) exposés à travers l'environnement car cela induit la prise en compte des phénomènes de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire. Pour cette première tentative d'intégration de EUSES dans la méthodologie de classification d'une ACV, nous avons décidé d'écarter les impacts engendrés par la bioaccumulation.

Les caractéristiques de l'environnement par défaut

Nous utilisons ce module qui détermine par défaut les caractéristiques de l'environnement local et régional selon une moyenne européenne.

Information sur la substance

Ce module doit être documenté de manière la plus complète possible car il conditionne l'analyse du devenir de la substance.

Estimation des émissions

Nous utilisons ce module pour renseigner la quantité de polluant émis.

Distribution

Ce module permet de connaître la concentration environnementale pour chaque compartiment : la PEC. A partir de la PEC, nous calculerons une masse et c'est cette masse que nous utilisons pour calculer l'impact si son calcul est jugé pertinent.

Exposition

Nous utilisons ce module uniquement pour l'évaluation de la dose inhalée par les Hommes à travers la dispersion de la substance dans l'air. Nous n'utilisons pas ce module pour les écosystèmes car il s'appuie sur l'exposition à travers la chaîne alimentaire, phénomène que nous avons exclu de notre étude.

Evaluation des effets

Nous renseignons les données (éco)toxicologiques de la substance si elles existent dans l'objectif de vérifier les dépassements de seuils.

Caractérisation du risque

La vérification de ces dépassements est effectuée automatiquement et nous permet d'attester ou non de la pertinence du calcul de l'impact concerné.

Notre utilisation de EUSES est limitée à la satisfaction de deux objectifs : la détermination de la concentration environnementale et la détermination des seuils d'effet. Nous utilisons EUSES pour toutes les substances étant susceptibles d'engendrer un impact local et/ou régional tel que l'acidification, l'eutrophisation, la pollution photochimique, la toxicité et l'écotoxicité. Pour les substances et/ou les impacts ne présentant pas de seuils d'effet, EUSES ne servira qu'à déterminer la concentration environnementale des substances incriminées.

2.2.3 La question de la mobilité de la source d'émission

Cette méthodologie doit nous permettre également de prendre en compte la mobilité de la source d'émission en évaluant ses impacts tout au long de son parcours et non comme une source fixe d'émission.

2.2.3.1 L'importance de la prise en compte de la mobilité

Les cycles de vie d'un système comportent généralement une ou plusieurs étapes mobiles telles que le transport de marchandises ou de passagers. Un des enjeux de cette nouvelle méthodologie est la prise en compte de la mobilité de ces sources d'émission pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux. En effet, pour une même quantité rejetée, une source mobile n'impacte pas de la même façon qu'une source fixe. Généralement, l'ACV ne différencie pas les sources mobiles et les sources fixes. En effet, pour évaluer l'impact d'un véhicule automobile qui émet tout au long de son parcours, l'ACV agrège toutes ces émissions et calcule l'impact comme si le véhicule avait émis au même endroit et au même moment de la même façon qu'une source fixe d'émission. Cette agrégation majore les impacts locaux et régionaux engendrés par le déplacement d'un véhicule. Dès lors, il nous semble important de déterminer la mobilité d'une source et de la prendre en compte lors de l'évaluation des impacts locaux et régionaux. Dans cette nouvelle procédure de classification, c'est lors de la « détermination du caractère polluant », le premier item de cette procédure, que la question de la mobilité ou de l'immobilité de la source est abordée (cf. figure 2.5). Ce premier item a pour vocation non seulement de déterminer le caractère polluant de l'émission mais également d'identifier les caractéristiques spatio-temporelles de la source d'émission.

2.2.3.2 La modélisation du parcours grâce aux modèles de cycles de conduites

Dès lors que la mobilité de la source est déterminée, il convient d'identifier les différentes quantités de polluants que cette source émet dans les différents milieux qu'elle rencontre. Nous considérons, comme source mobile d'émission, un véhicule automobile. Le parcours de ce type de véhicule répond à des cycles de conduite [LE BORGNE et FEILLARD, 2000]. Il existe différents modèles de cycles de conduite [JOUMARD et al, 1999] (cf. tableau 2.2).

Tableau 2.2 : Caractéristiques des différents modèles de cycles de conduite d'après [JOUMARD et al, 1999]

Nom du modèle	**Nombre de véhicules pris en compte**	**Nombre de trajets**	**Nombre de kilomètres parcourus**	**Référentiel géographique**	**Principes d'élaboration**	**Commentaires**
Cycles Inrets	35 voitures privées	3100	23000	France	- Séquences entre arrêts - Typologie des séquences - Sélection des séquences représentatives par niveau de vitesse	- 4 cycles représentatifs : urbain lent, urbain fluide, route et autoroute - Poids faible de l'urbain - Poids important de l'autoroute
Cycles Modem	58 voitures privées	8200	73000	- France - Angleterre - Allemagne	- Séquences entre arrêts - Typologie des séquences - Typologie des trajets - Sélection des séquences représentatives pour reconstitue des trajets types	- 14 cycles représentatifs - Description détaillée des conditions de conduites européennes - Description fine des conditions urbaines de circulation
Cycles Modem Hyzem	77 voitures privées	10400	90000	- France - Angleterre - Allemagne - Grèce	- Segments homogènes - Typologie des conditions de circulation - Typologie des trajets - Sélection des trajets types minimisant les critères de représentativité	- 18 cycles représentatifs - Description moins fine des conditions urbaines de circulation - Description assez homogène de l'ensemble des conditions
Cycles réglementaires européens (ECE 15 et EUDC)	NC*	NC	NC	Paris en 1962 (Utilisé en Europe, Turquie, Russie, Chine, Arabie Saoudite)	Cycles réglementaires européens	- Reproduction des conditions réelles de circulation - Pas de description de l'ensemble des conditions d'utilisation des véhicules - Classification des régimes en urbain et extra-urbain
Cycles réglementaires américains (FTP12, FTP75 et Hyhway)	NC	NC	NC	Los Angeles en 1972 (Utilisé aux Etats-Unis, Amérique latine, Corée du Sud, Israël et Taiwan)	Cycles réglementaires américains	

* NC : Non Connu

Parmi ces cinq modèles, il convient d'en choisir un pour modéliser le parcours d'une automobile en France voire en Europe. Ce choix doit être effectué dans l'optique de son utilisation dans la nouvelle procédure de classification d'une ACV. Ce contexte conditionne le degré de finesse et la complexité du modèle à utiliser : le modèle doit être simple au regard du niveau de détail des données recueillies pour une ACV et il doit également permettre de

décrire de manière « satisfaisante » les différents cycles de conduite. Les cycles de conduites réglementaires européens et américains décrivent des conditions de circulations datant respectivement de 1962 et 1972 et seulement deux types de trajet : urbain et extraurbain. Ce découpage spatial et temporel n'est pas satisfaisant au regard des besoins de modélisation du parcours d'un véhicule à l'heure actuelle. Trois modèles sont encore en lice : Inrets, Modem et Modem Hyzem. Le modèle Inrets est un modèle simple construit à partir de véhicules circulant en France. Il ne décrit pas des trajets mais des « séquences cinématiques » entre arrêts, il modélise quatre cycles et présente un poids faible pour l'urbain et un poids important pour l'autoroute. Le modèle Modem est un modèle plus complexe : il décrit assez finement les conditions urbaines de circulation en Europe en quatorze cycles représentatifs mais modélise des séquences entre arrêts. Le modèle Modem Hyzem est un modèle plus complexe que le modèle Modem, construit à partir de véhicules circulant en Europe. Il décrit des trajets, modélise dix huit cycles et présente une description assez homogène de l'ensemble des conditions de circulation. Au regard des ces différentes caractéristiques : deux modèles se détachent : le modèle Inrets et le modèle Modem Hyzem. Le modèle Modem décrit trop finement les conditions urbaines de circulation ce qui n'est pas requis pour la modélisation d'un parcours mixte. Afin de choisir entre ces deux modèles Inrets et Modem Hyzem, nous avons comparé la finesse et la pertinence de leur découpage en termes de cycles de conduite. Notre choix s'est alors orienté vers le modèle Modem Hyzem, bien qu'il soit plus complexe il décrit mieux les trajets et l'ensemble des conditions de circulation.

Cependant, le modèle Modem Hyzem présente dix huit cycles représentatifs avec des cycles mixtes, conciliant deux types de cycles comme par exemple des cycles comprenant un cycle urbain et un cycle routier. Ce nombre de cycles est trop important au regard de son intégration dans la nouvelle procédure de classification. Pour simplifier la méthodologie au regard des contraintes liées à la réalisation d'une ACV, nous considérons trois types de cycles « purs » pour ce modèle : urbain, routier et autoroutier (cf. tableau 2.3).

Tableau 2.3 : Caractéristiques du modèle Modem Hyzem [ANDRE, 1998]

Type de cycles	**Pourcentage du nombre de trajets**	**Pourcentage des distances**	**Longueur moyenne d'un trajet (en km)**	**Vitesse moyenne (en km.h^{-1})**
Autoroute	2,8%	27,6%	82	93
Route	27,5%	44,5%	14	48
Urbain	69,7%	27,9%	3,4	23
Total	100%	100%		

Au regard du tableau 2.3, il est désormais possible de modéliser le parcours d'un véhicule automobile quel que soit son kilométrage. L'utilisation de ces cycles « purs » permet une détermination plus aisée des types de milieux naturels à leur associer. En effet, la différentiation entre les cycles urbain, autoroutier et routier, nous permet d'associer à chacun de ces cycles un type de milieu : un milieu rural pour le trajet autoroutier, un milieu citadin pour le trajet urbain et un milieu mi-rural et mi-citadin pour le trajet routier.

Les différents modèles de cycles de conduite et notamment le modèle Modem Hyzem ont été construits afin d'évaluer les polluants tels que le CO, les NO_x, le CH_4, les hydrocarbures, émis lors des différents cycles. Dans ce chapitre, nous vous présentons les résultats obtenus pour deux polluants le CO et les NO_x (cf. tableau 2.4).

Tableau 2.4 : Emissions des véhicules essence pour le CO et les NO_x [JOUMARD et al, 1999]

Type de cycles	**CO en $g.km^{-1}$**	**NO_x en $g.km^{-1}$**
Autoroute	0,58	0,476
Route	0,98	0,358
Urbain	1,83	0,272

Le tableau 2.4 présente les résultats des mesures en $g.km^{-1}$ pour deux polluants, le CO et les NO_x pour les trois types de trajet. Ces données recueillies lors de campagnes de mesure sont issues d'échantillons de véhicules : « un échantillon de véhicules comporte un nombre limité de véhicules de même catégorie, ayant tous été testés selon les mêmes cycles de conduite et pour les mêmes polluants » [JOUMARD et al, 1999]. En ce qui concerne le modèle Modem Hyzem et les véhicules essence catalysés, il existe deux échantillons : un premier avec cinq véhicules et un deuxième avec dix véhicules. Afin de choisir entre ces deux échantillons, nous nous sommes intéressés, tout d'abord, à la date de mise en circulation. La moyenne de l'année de mise en circulation des véhicules de ces échantillons est 1995 pour le premier et 1996 pour le deuxième. Ces deux années sont similaires et ne permettent donc pas de faire un choix entre les deux. Le nombre de véhicules entre ces deux échantillons est différent : cinq véhicules pour le premier et dix pour le deuxième. Nous considérons donc le deuxième échantillon (cf. figure 2.4) plus représentatif des véhicules circulant actuellement au regard de la moyenne de l'année de mise en circulation des véhicules et de leur nombre. Pour illustrer cette modélisation, prenons le cas d'un véhicule automobile essence. Le kilométrage de ce véhicule est de 10000 km (cf. tableau 2.5).

Tableau 2.5 : Modélisation du parcours de 10000 km d'un véhicule essence par le modèle Modem Hyzem

Type de cycles	km parcourus par cycle pour 10000 km	Nombre de trajets par cycle
Autoroute	2760	33,7
Route	4450	317,9
Urbain	2790	820,6
Total	10000	1172,2

Au regard des résultats décrit dans le tableau 2.5, ce véhicule effectue au total 1172 trajets. Il est alors possible d'évaluer les émissions de CO et de NO_x pour ce véhicule (cf. tableau 2.6).

Tableau 2.6 : Emissions des véhicules essence pour le CO et les NO_x par cycle de conduite pour un véhicule essence parcourant 10000 km

Type de cycles	km parcourus par cycle pour 10000 km	CO en g par cycle	NO_x en g par cycle
Autoroute	2760	1601	1314
Route	4450	4361	1593
Urbain	2790	5106	759
Total	10000	11068	3666

Le tableau 2.6 présente les émissions de NO_x et de CO par cycle de conduite en fonction du kilométrage parcouru par ce véhicule. Il semble plus intéressant de s'intéresser aux quantités émises tout au long de chacun des trois types de trajet : autoroutier, routier ou urbain (cf. tableau 2.7).

Tableau 2.7 : Emissions des véhicules essence pour le CO et les NO_x par type de trajets pour un véhicule essence parcourant 10000 km

Type de cycles	Nombre de trajets par cycle	CO en g par trajet	NO_x en g par trajet
Autoroute	33,7	48	39
Route	317,9	14	5
Urbain	820,6	6	1
Total	1172,2	67	45

Le tableau 2.7 présente les émissions de NO_x et de CO par trajet. La quantification par trajet semble plus pertinente pour une modélisation du parcours d'une source mobile dans la nouvelle procédure de classification. Cependant, les trajets présentent des kilométrages qui varient entre 3,4 et 82 km. Il semble alors encore complexe d'évaluer l'impact de ce véhicule tout au long de chacun de ces trajets. Ces trajets peuvent-ils être assimilés à des sources fixes d'émission ?

Le modèle Modem Hyzem apparaît comme le plus pertinent pour modéliser le parcours d'un véhicule automobile pour la réalisation d'une ACV car il modélise des séquences entre arrêts et décrit bien les conditions européennes de circulation. Cependant, le découpage du parcours en un nombre de trajets urbain, routier et autoroutier n'est, pour l'instant, pas suffisant pour évaluer cette source d'émission de la même façon qu'une source fixe.

2.2.3.3 Le découpage du parcours modélisé en sites fixes équivalents

Afin d'évaluer une source mobile d'émission de la même façon qu'une source fixe, nous utilisons la notion de site fixe équivalent [CHAMPAIN, 1997]. Un site fixe équivalent est une unité d'espace où les polluants émis peuvent potentiellement engendrer des impacts d'échelle locale ou régionale. Il correspond à l'espace où les polluants d'une installation fixe peuvent engendrer des impacts locaux et/ou régionaux. Le parcours d'une source mobile peut alors être décomposé en un nombre de sites fixes équivalents. Le rayon de ces sites fixes équivalents reste à déterminer.

Au regard du découpage d'un parcours automobile en un nombre de trajets autoroutier, routier et urbain (cf. tableau 2.7), il semble pertinent de réfléchir à la correspondance entre trajets et sites fixes équivalents. D'après le tableau 2.3, les trajets autoroutier, routier et urbain représentent respectivement 82, 14 et 3,4 km. Le kilométrage de ces trajets peut-il correspondre alors, spatialement et temporellement à un découpage en sites fixes équivalents ? Au regard des résultats de l'étude bibliographique effectuée sur l'approche *Site Dependent* (cf. § 2.1.2.2), il apparaît que les méthodes développées et notamment RAINS et Ecosense utilisent respectivement un maillage 100 x 100 km [POTTING et al, 1998] et 150 x 150 km [KREWITT, et al, 2001] pour modéliser spatialement les émissions en termes de devenir du polluant et de l'exposition. La comparaison entre les kilométrages des trois types de trajet et ces deux maillages montre une certaine cohérence : les valeurs sont de même ordre de grandeur. Dès lors, il convient de s'interroger sur la pertinence spatiale et temporelle du fait de faire correspondre la notion de site fixe équivalent au parcours d'un trajet. Temporellement, un trajet est un événement unique (sans arrêt conséquent) et indépendant des autres trajets. Spatialement, au regard des différents types de trajets et des distances parcourues, un trajet semble correspondre à un type de milieu : un milieu rural pour le trajet autoroutier, un milieu citadin pour le trajet urbain et un milieu mi-rural et mi citadin pour le

trajet routier. La correspondance entre le parcours d'un trajet et la notion de site fixe équivalent semble pertinente spatialement et temporellement. Dès lors, chacun des trois types de trajet est considéré comme un site fixe où la source mobile émet des polluants et peut être évaluée comme une installation fixe.

Ce découpage du parcours d'un véhicule en sites fixes équivalents, en d'autres termes en trajet, permet de modéliser les émissions, leur devenir et l'exposition des cibles selon les conditions du milieu. Ce découpage permet donc la mise en œuvre de l'approche *Site Dependent*. La quantité de polluants par trajet ainsi déterminée sera utilisée dans le reste de la procédure de classification. Cette quantité sera soumise à la modélisation de son devenir afin de déterminer la concentration environnementale.

2.2.4 La procédure complète de classification

Afin de résumer la nouvelle procédure de classification, nous réalisons un synoptique final de cette procédure (cf. figure 2.8). Afin de pouvoir appliquer cette procédure que la source d'émission soit mobile ou fixe, nous utiliserons le terme sous-processus. Ce terme qualifie la plus petite partie d'un processus élémentaire du cycle de vie d'un système. Pour le processus élémentaire « transport », les sous-processus sont les trois différents types de cycles de conduite : autoroutier, routier et urbain représentant chacun un nombre de trajets correspondant au kilométrage total parcouru.

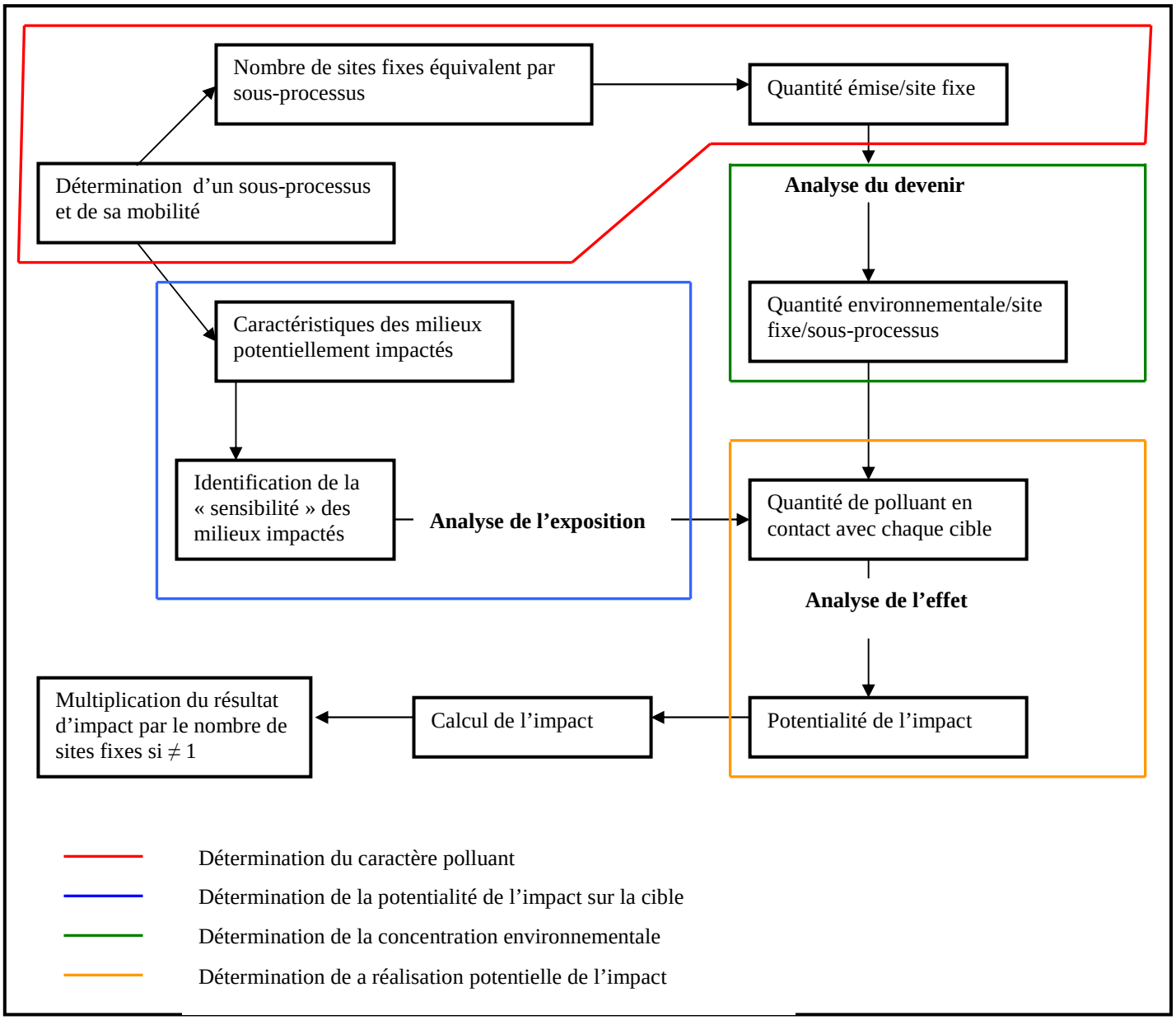


Figure 2.8 : Synoptique final de la procédure de classification

La figure 2.8 est un synoptique permettant de résumer l'ensemble de la procédure de classification en ce qui concerne les quatre grands items de cette procédure. Cette procédure est applicable aux émissions d'une source fixe ou mobile susceptibles d'engendrer des impacts locaux et régionaux.

La détermination du caractère polluant se compose de :

- l'identification du sous-processus à évaluer ;
- la détermination de la mobilité de la source ;

- si la source est mobile, l'identification du nombre de sites fixes équivalents ou nombre de trajets.

La détermination de la potentialité de l'impact sur la cible se compose de :

- l'identification des milieux physiques potentiellement impactés ;
- la détermination de la sensibilité des cibles présentes.

La détermination de la concentration environnementale se compose de :

- l'identification du devenir du polluant ;
- l'identification du bruit de fond présent dans les milieux impactés.

La détermination de la réalisation potentielle de l'impact se compose de :

- la détermination de la quantité de polluant en contact avec chaque cible ;
- la comparaison entre cette quantité et un seuil d'effet (s'il existe).

La fin de cette procédure de classification est marquée par la détermination de la pertinence du calcul de l'impact en évaluant la réalisation potentielle de l'impact, au regard de la concentration environnementale, de la présence de la cible et de l'existence de seuils d'effet. Si cette pertinence est démontrée, l'impact doit être calculé à partir de la masse de la substance déterminée par la PEC.

2.2.5 Le calcul de l'impact

Pour la phase de calcul de l'impact, nous décrivons la méthode de caractérisation choisie et la méthode de calcul de la masse de la substance à partir de la PEC.

2.2.5.1 La méthode de caractérisation choisie

Une fois la procédure de classification achevée et la potentialité de l'impact déterminée, l'impact doit être calculé. Comme nous l'avons vu au Chapitre 1 (cf. § 2.3.3.3), il existe différentes méthodes de caractérisation. Deux méthodologies sont utilisées : la méthodologie *midpoint* et la méthodologie *endpoint*. Ces deux méthodologies se différencient par leur positionnement dans la chaîne cause à effet d'un impact : les méthodes *midpoint*, basées sur l'approche *Site Generic*, se situent au début de cette chaîne en ne considérant que les propriétés polluantes de la substance alors que les méthodes *endpoint*, basées sur l'approche

Site Dependent, se situent à la fin de cette chaîne en tentant d'intégrer les paramètres spatio-temporels de chacun des maillons. Il convient alors de choisir entre ces deux méthodologies.

L'objectif de ce mémoire est l'amélioration de la prise en compte des paramètres spatio-temporels de l'émission d'un polluant pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux qu'il peut potentiellement engendrer. Il s'agit donc d'intégrer l'approche *Site Dependent* dans la méthodologie ACV. Dans cette logique, nous pourrions recommander d'utiliser les méthodes *endpoint* suite à notre nouvelle procédure de classification. Cependant, ces méthodes intègrent déjà, dans leurs indicateurs d'impacts ces paramètres spatio-temporels. Or, notre nouvelle procédure intègre, elle aussi, ces paramètres. Utiliser une méthode *endpoint* après cette procédure entraîne une redondance de la prise en compte de ces paramètres. Par ailleurs, l'objectif de développement de la procédure de classification est de mieux prendre en compte ces paramètres afin d'évaluer la pertinence du calcul des impacts dépendants des caractéristiques de l'émission et des milieux impactés, et afin de modéliser le devenir des émissions en termes de concentration environnementale. Notre objectif n'est pas de calculer l'impact, en termes de dommages finaux, selon ces paramètres. Dès lors, il convient de choisir une méthode *midpoint* pour évaluer ces impacts.

Différentes méthodes *midpoint* existent : CML [GUINEE, 2001] et EDIP [HAUSCHILD et POTTING, 2004]. Parmi ces deux méthodes développées plus précisément dans le Chapitre 1 (cf. § 2.3.3.3), la méthode CML se distingue. Cette méthode est la plus reconnue et la plus utilisée par les praticiens de l'ACV. Elle exprime, à travers onze catégories d'impacts, le pouvoir potentiel polluant d'une substance selon une substance de référence (cf. tableau 2.8). Elle semble totalement indiquée pour faire suite à cette nouvelle procédure de classification. En effet, après la détermination de la potentialité de la réalisation de l'impact, la méthode CML permet d'évaluer le pouvoir potentiel polluant de cette substance émise. Il n'est pas question d'évaluer les dommages mais d'évaluer le potentiel polluant de l'émission. L'évaluation des dommages ne nous semble pas pertinente au regard des incertitudes liées au manque de connaissances scientifiques des mécanismes d'impacts largement abordées dans ce mémoire.

Tableau 2.8 : Impacts et unités des facteurs de caractérisation de la méthode CML 2001

Catégories d'impacts	Unité du facteur de caractérisation	Echelle spatiale
Epuisement des ressources fossiles	kg équivalent Sb	Globale
Réchauffement climatique	kg équivalent CO_2	
Déplétion de la couche d'ozone	kg équivalent CFC-11	
Eutrophisation	kg équivalent PO_4^{3-}	Régionale
Acidification	kg équivalent SO_2	
Pollution photochimique	kg équivalent C_2H_4	Régionale voire locale
Ecotoxicité terrestre	kg équivalent 1,4-DCB*	Locale
Ecotoxicité marine	kg équivalent 1,4-DCB*	
Ecotoxicité d'eau douce	kg équivalent 1,4-DCB*	
Toxicité humaine	kg équivalent 1,4-DCB*	
Radiation	DALY	

*DCB : Dichlorobenzène

Parmi ces onze catégories d'impacts, un seul facteur de caractérisation n'est pas basé sur l'évaluation du caractère polluant d'une substance selon une substance de référence. Il s'agit du facteur permettant d'évaluer l'effet des radiations. L'unité de cet impact est le DALY (Disability Adjusted Life Years), c'est une unité utilisée par la méthode Ecoindicator 99 pour évaluer l'effet des substances sur la santé humaine. Cette unité est en contradiction avec le principe de cette méthode *midpoint* et sera donc exclue de notre évaluation des impacts. Nous ne considérerons donc que les dix premières catégories d'impacts de la méthode CML.

2.2.5.2 Le calcul de la masse de la substance à partir de la PEC

Comme toutes les méthodes de caractérisation, la méthode CML 2001 calcule les impacts à partir des masses des substances et non à partir des concentrations dans l'environnement. Dès lors, il convient de calculer ces masses de substances à partir des concentrations environnementales obtenues par EUSES. Il nous faut donc déterminer un volume dans lequel la substance concernée présente la concentration évaluée par EUSES. La PEC locale évaluée par EUSES est la concentration attendue à 100 m de la source à une hauteur de 10 m (hauteur moyenne des sites industriels). Nous considérons au regard de l'échelle des phénomènes de transport et de dispersion que le volume concerné par cette concentration est un parallélépipède dont la base est un carré de 100 km de côté et de hauteur de 10 m. Cette dimension de 100 km a été déterminée au regard de la dimension des cellules de la grille du modèle RAINS (carré de 100 km de côté) et de la dimension des cellules (carré de 150 km de côté) pour l'évaluation des charges critiques à l'échelle européenne et de la surveillance des dépôts de polluants atmosphériques en Europe selon la directive 2001/81/CE

du 23 octobre 2001 fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques. Nous avons choisi de retenir la valeur de 100 km au regard du kilométrage des trajets d'une source mobile pour une plus grande cohérence entre l'évaluation d'une source fixe et d'une source mobile. En ce qui concerne la hauteur de ce volume, nous avons choisi de conserver la valeur de 10 m proposée par EUSES car elle nous semble correspondre plus ou moins à la valeur moyenne de hauteur à laquelle un Homme est exposé le plus souvent aux polluants atmosphériques. Le volume considéré est donc de 10^{11} m^3.

L'approche *Site Dependent* est largement abordée dans la littérature à travers différents travaux et le développement de méthodes de caractérisation dites *endpoint*. Ces travaux se sont centrés sur la prise en compte des paramètres spatio-temporels pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux tels que l'acidification, la toxicité et l'écotoxicité. Des méthodes de caractérisation ont vu le jour : Ecoindicator 99 [GOEDKOOP et SPRIENSMA, 2001], Impact 2002+ [JOLLIET et al, 2003] et EDIP 2003 [HAUSCHILD et POTTING, 2004]. Cependant, ces travaux et méthodes intègrent les paramètres spatio-temporels des sources d'émission et des milieux impactés à la phase de caractérisation des impacts. Cette intégration nous semble tardive notamment dans l'objectif de résoudre la problématique de la potentialité de la réalisation de l'impact. Nous qualifions ces travaux d'*a posteriori* et nous préconisons une approche *a priori*. Nous avons, alors, développé une méthodologie qui permet d'intégrer ces paramètres spatio-temporels à la phase de classification. Cette méthodologie s'appuie sur la chaîne cause à effet d'un impact et permet de déterminer la pertinence du calcul d'un impact local ou régional et de déterminer la concentration environnementale de polluant selon les phénomènes de transport, de dégradation et de dépôt. Par ailleurs, elle permet de prendre en compte la mobilité d'une source pour déterminer la pertinence du calcul et la concentration environnementale en modélisant son parcours en cycles de conduite et en un nombre de sites fixes équivalents. Au terme de cette procédure de classification, nous préconisons d'utiliser une méthode *midpoint* plutôt qu'une méthode *endpoint*. Nous utilisons la méthode CML 2001 pour calculer les impacts déterminés comme « pertinent ». Cette nouvelle procédure tente de tendre vers une plus grande réalité mais est soumise à un certain nombre de limites.

3 Les limites de cette nouvelle approche

Cette nouvelle procédure de classification s'appuie sur la chaîne cause à effet d'un impact à travers l'application de l'approche *Site Dependent*. Les connaissances scientifiques de l'enchaînement des maillons de cette chaîne sont limitées. Dès lors, une méthodologie s'appuyant sur cette chaîne est soumise à des incertitudes et à des limites. La première de ces limites est la remise en cause, par l'utilisation de l'approche *Site Dependent*, de l'évaluation d'impacts potentiels et non réels lors d'une ACV. En outre, cette procédure étant complexe, elle est difficilement applicable de manière systématique à l'ensemble des processus. Elle entraîne également un recueil plus fourni des données en ce qui concerne les caractéristiques spatio-temporelles des sources d'émission, ces données n'étant pas forcément disponibles pour tous les processus d'un cycle de vie. Finalement, la clé de cette méthodologie est l'évaluation de la concentration environnementale d'un polluant réalisée par EUSES. Cette concentration est soumise à de nombreuses incertitudes dues à la connaissance limitée des mécanismes de transport, de dégradation et de dépôt des polluants et à la connaissance des paramètres spatio-temporels des milieux impactés.

3.1 Evaluation d'impacts potentiels ou d'impacts réels ?

L'approche *Site Dependent* est utilisée afin de réduire l'écart entre l'occurrence des impacts locaux et régionaux réels et l'occurrence de ces impacts calculés par une ACV. Une ACV classique permet d'évaluer des impacts potentiels. Ce terme potentiel est utilisé car une ACV classique, dans un premier temps, ne prend pas en compte les paramètres entraînant ou non l'apparition d'un impact, et, dans un second temps, majore l'intensité des impacts calculés en prenant en compte la totalité du flux émis pour calculer l'impact. Cette nouvelle procédure de classification permet d'affiner la pertinence du calcul d'un impact en se posant la question de sa réalisation potentielle et permet d'affiner le calcul de l'intensité des impacts en utilisant une quantité moindre du flux émis. Les impacts calculés à travers cette nouvelle procédure ne peuvent pas être qualifiés de réels car la méthodologie est soumise à de nombreuses incertitudes et permet uniquement de tendre vers une plus grande réalité. Par ailleurs, une fois la pertinence du calcul d'un impact démontrée, nous utilisons une méthode *midpoint* pour le calculer : la méthode CML 2001. Cette méthode évalue le potentiel polluant d'une substance et non les dommages réels qu'elle peut causer.

3.2 La complexité de cette procédure

Cette nouvelle méthodologie complexifie la phase de classification d'une ACV entraînant une étude plus longue et nécessitant plus de moyens. Le défi de l'intégration des paramètres spatio-temporels, à travers l'approche *Site Dependent*, est d'évaluer plus précisément les impacts locaux et régionaux à moindre coût en termes de temps et de moyens. Il s'agit de développer une méthode efficiente. Dès lors, cette nouvelle méthodologie s'avérant utile et nécessaire à l'évaluation des impacts locaux et régionaux d'un système, nous proposons une utilisation « raisonnée » de cette méthodologie. De la même manière que Sonnemann [SONNEMANN, 2004] pour l'utilisation de l'approche *Site Specific*, nous préconisons de ne pas utiliser de manière systématique cette méthodologie pour les sources fixes d'émission mais de l'utiliser pour une évaluation plus poussée des processus apparaissant comme les plus impactants après une ACV classique. Les sources mobiles n'étant pas évaluées de manière satisfaisante par une ACV classique, nous préconisons d'utiliser systématiquement cette nouvelle méthodologie pour leur évaluation en termes de modélisation du parcours grâce à un modèle de cycles de conduite et de découpage de ce parcours modélisé en un nombre de sites fixes équivalents.

3.3 La disponibilité des données à récolter

La nouvelle procédure de classification entraîne le recueil d'un nombre plus important de données pour les différents processus élémentaires d'un système lors de l'étape d'inventaire. Ces données concernent les caractéristiques spatio-temporelles des sources d'émission et des milieux potentiellement impactés. L'obtention de ce type de données semble réalisable pour les processus maîtrisés par le commanditaire. En ce qui concerne les processus renseignés à l'aide de bases de données, les données spatio-temporelles ne sont pas systématiquement disponibles. De plus, ces processus peuvent avoir subi une agrégation spatiale et/ou temporelle importante de leurs flux. Ainsi, il semble difficile de renseigner systématiquement l'ensemble des processus du cycle de vie d'un système lors de l'étape d'inventaire.

3.4 La modélisation de la concentration environnementale

Cette procédure de classification présente des limites inhérentes à sa construction et à ses objectifs. Cette procédure permet d'évaluer des impacts potentiels en tendant vers une meilleure appréciation de la pertinence du calcul des impacts locaux et régionaux et une meilleure évaluation de leur intensité en modélisant la quantité susceptible d'atteindre les cibles. Afin de modéliser cette quantité, l'utilisation d'un modèle numérique est requise. Ce modèle, EUSES, utilise des données concernant les caractéristiques des milieux naturels européens moyens, les données d'inventaire et des modèles de transport et de dégradation des substances. Ces données concernant les caractéristiques des milieux sont disponibles par défaut dans EUSES. Leur qualité et leur fiabilité ne peuvent pas être contrôlées aisément. Par ailleurs, l'utilisation des données d'inventaire requiert une collecte plus poussée en ce qui concerne les caractéristiques spatio-temporelles des sources d'émission. Ces données ne sont pas disponibles pour tous les processus d'un cycle de vie du fait de l'agrégation des flux principalement. La modélisation de la concentration est alors source de nombreuses incertitudes non quantifiées du fait de la mauvaise connaissance des phénomènes de transport, dégradation et dépôt et de la fiabilité et de la disponibilité des données.

3.5 Le calcul de la masse de la substance à partir de la PEC

Pour déterminer une masse à partir d'une concentration telle que la PEC, nous avons eu recours à un volume. Ce volume a été défini à partir, dans un premier temps, des hypothèses d'exposition aux polluants de EUSES qui détermine une PEC à 100 m de la source et à 10 m de hauteur. Dans un second temps, au regard des dimensions retenues par RAINS et de la directive 2001/81/CE du 23 octobre 2001, nous définissons un parallélépipède de base carrée de 100 km de côté et de 10 m de haut. Ces dimensions sont sujettes à discussion en ce qui concerne leur pertinence dans un contexte de régionalisation des impacts. A première vue, elles sont cohérentes au regard du modèle RAINS, de la directive européenne et du découpage du parcours mobile en sites fixes équivalents. Cependant, la longueur de 100 km semble satisfaisante pour les impacts régionaux mais l'est-elle pour les impacts locaux ? Elle semble être majorée pour ces derniers. En ce qui concerne la hauteur, 10 m étant la hauteur définie par EUSES en sortie d'usine, cette dimension n'est-elle pas minorée ? Ne vaudrait-il pas mieux considérer une hauteur équivalente à la hauteur moyenne des immeubles ? Au regard

de ces questionnements, il serait pertinent de tester la sensibilité de ce calcul de masse en faisant varier les dimensions du volume considéré.

Conclusion

Depuis une dizaine d'années, la communauté internationale de la SETAC a mis en évidence l'écart entre l'occurrence des impacts réels et l'occurrence des impacts calculés par l'ACV pour certaines catégories d'impacts. Les catégories d'impacts concernées sont les impacts locaux et régionaux tels que l'acidification, l'eutrophisation, la pollution photochimique, la toxicité et l'écotoxicité. Les mécanismes d'apparition et l'intensité de ces impacts dépendent très fortement des caractéristiques des milieux impactés et des conditions de l'émission. Ces impacts sont alors dépendants des paramètres spatio-temporels régissant les milieux et la source d'émission.

Afin de comprendre la source de cet écart entre impacts réels et impacts calculés, nous avons examiné chacune des quatre étapes d'une ACV en termes de prise en compte de ces paramètres. Cet examen a mis en lumière un manque certain de cette prise en compte dans l'étape d'évaluation des impacts. Cette étape est le point névralgique de l'ACV car elle permet, dans un premier temps, l'affectation des flux de l'inventaire entre les différentes catégories d'impacts et, dans un deuxième temps, la quantification des impacts. Cette étape est conditionnée par la qualité et l'exhaustivité des données d'inventaire et conditionne l'étape d'interprétation des résultats. Elle est sujette à de nombreuses incertitudes en termes de qualité des données et de connaissances des mécanismes d'impacts. La communauté de la SETAC a également identifié cette étape comme problématique pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux et préconise désormais une meilleure évaluation de ces impacts grâce à l'intégration de ces paramètres spatio-temporels.

Cette nouvelle approche est appelée *Site Dependent* car elle doit permettre d'évaluer les impacts dont les mécanismes d'apparition et l'intensité dépendent des caractéristiques spatio-temporelles de la source d'émission et des milieux potentiellement impactés. Elle se situe idéalement entre l'approche *Site Generic*, généralement utilisée en ACV et l'approche *Site Specific*, généralement utilisée pour la réalisation d'Etude d'impact. De nombreux travaux ont alors été entrepris afin d'intégrer cette approche à la méthodologie ACV par la mise en évidence de l'intérêt de la prise en compte de la chaîne cause à effet d'un impact et de la non linéarité de certains impacts. Puis, certains auteurs ont travaillé sur l'intégration des ces

paramètres spatio-temporels aux indicateurs d'impacts et notamment pour l'acidification, la toxicité et l'écotoxicité. Des modèles ont été développés afin de modéliser la chaîne cause à effet d'un impact : RAINS et Ecosense pour l'acidification et USES-LCA pour la toxicité et l'écotoxicité. Puis des modèles complets de caractérisation ont émergé tels que Ecoindicator 99, Impact 2002+, et EDIP 2003. Tous ces travaux mettent l'accent sur l'amélioration des indicateurs de catégories d'impacts et s'intéressent donc uniquement à la phase de caractérisation des impacts. Or l'intégration de ces paramètres à un indicateur semble complexe et présente un certain manque de transparence en ce qui concerne les incertitudes liées à cette intégration. Par ailleurs, il nous semble plus pertinent pour résoudre cette problématique de travailler sur la question de la potentialité de l'apparition de l'impact et non sur la sévérité des dommages engendrés. Dès lors, la question de la potentialité de la réalisation de l'impact peut se poser en amont de la phase de caractérisation, durant la phase de classification. L'intégration des paramètres spatio-temporels à la phase de caractérisation est qualifiée d'*a posteriori* alors que cette même intégration à la phase de classification est qualifiée d'*a priori*.

Nous préconisons, dans une approche *Site Dependent*, l'utilisation d'une nouvelle procédure de classification des impacts locaux et régionaux. Cette procédure se réalise en quatre items à l'instar des maillons de la chaîne cause à effet d'un impact : la détermination du caractère polluant, la détermination de la potentialité de l'impact sur la cible, la détermination de la concentration environnementale et enfin la détermination de la réalisation potentielle de l'impact. Cette procédure permet de déterminer à travers ces quatre items la pertinence du calcul de l'impact au regard des paramètres spatio-temporels qui conditionnent sa réalisation. Le troisième item « détermination de la concentration environnementale » est le point clé de cette méthodologie car elle permet de mieux appréhender la quantité de polluant en contact avec la cible et de comparer cette quantité à un seuil d'effet (s'il existe) mettant en évidence la non linéarité de l'impact. Elle agit donc sur l'appréhension de l'apparition de l'impact et son intensité en modélisant la quantité atteignant la cible. Afin de modéliser cette concentration, nous avons utilisé un modèle numérique développé et utilisé par l'Union Européenne EUSES. Ce modèle permet d'évaluer la concentration du polluant dans les différents compartiments physiques (eau, air, sol) et de comparer cette quantité avec des seuils d'effet s'ils existent.

Cette nouvelle procédure de classification, en prenant en compte les paramètres spatio-temporels des sources d'émission, permet de mieux appréhender les impacts locaux et régionaux d'une source mobile d'émission. En effet, l'ACV classique évalue l'impact d'une

source mobile comme si elle émettait au même endroit, au même moment. Or une source mobile émet tout au long de son parcours. Afin de résoudre cette problématique pour un véhicule automobile notamment, nous proposons de modéliser son parcours, dans un premier temps à l'aide d'un modèle de cycles de conduite, le modèle Modem Hyzem. Il modélise l'émission de certains polluants du parcours d'un véhicule en termes de trajets à travers trois cycles de conduite : autoroutier, routier et urbain. Dans un deuxième temps, nous proposons d'utiliser la notion de site fixe équivalent afin de découper ce parcours comme si plusieurs installations fixes émettaient tout au long de ce parcours. Au regard de la modélisation obtenue par le modèle Modem Hyzem en termes de kilométrage, de milieux traversés et de la durée des trajets, nous associons un trajet qu'il soit routier, autoroutier ou urbain à un site fixe équivalent.

Cette nouvelle procédure de classification permet donc de déterminer la pertinence du calcul d'un impact local ou régional d'une source fixe ou mobile d'émission. Une fois la pertinence de ce calcul démontrée, il convient d'utiliser une méthode *midpoint* de caractérisation, plutôt qu'une méthode *endpoint*, afin de ne pas engendrer une redondance de prise en compte des paramètres spatio-temporels. Nous avons choisi la méthode CML 2001.
Cette procédure présente quelques limites : un nombre plus important de données à récolter à l'étape d'inventaire, des incertitudes liées à la modélisation de la concentration environnementale et du calcul de la masse de la substance et une méthodologie plus complexe qu'il conviendra de déployer que pour analyser plus finement les processus élémentaires identifiés comme les plus impactants après la réalisation d'une ACV classique. A contrario pour les sources mobiles, cette méthodologie sera utilisée systématiquement.

Afin d'illustrer la faisabilité et la pertinence de cette nouvelle méthodologie, nous l'appliquons pour l'évaluation des filières énergétiques : essence, hydrogène direct, bioéthanol hydrogène et hydrogène combustion qui ont, au préalable, fait l'objet d'une ACV classique.

Chapitre 3 – ACV des quatre filières énergétiques selon deux méthodologies : méthode classique et méthode Site Dependent

1 L'ACV des quatre filières énergétiques

Afin de déterminer quantitativement les performances environnementales d'un système énergétique, nous avons choisi de réaliser une Analyse de Cycle de Vie. Nous avons donc réalisé une ACV comparative pour quatre filières énergétiques pour le secteur du transport :

- la filière hydrogène direct ;
- la filière bioéthanol-hydrogène ;
- la filière hydrogène combustion ;
- la filière essence.

Dans ce mémoire, nous décrirons chacune des quatre étapes de cette ACV comparative : la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire, l'évaluation des impacts et l'interprétation des résultats.

1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première étape de l'ACV comporte deux phases : la définition des objectifs et la définition du champ de l'étude.

1.1.1 La définition des objectifs

Le décideur détermine au début de l'analyse les grandes finalités de l'étude. La détermination de ces finalités est primordiale lors de la réalisation de l'ACV puisque la conduite de l'analyse et les résultats obtenus y sont fortement corrélés. Les finalités de cette étude sont de deux ordres : dans un premier temps, cette ACV doit permettre de distinguer, du point de vue environnemental, une filière énergétique pour le secteur des transports et dans un second temps, elle doit permettre l'amélioration des points faibles environnementaux des filières énergétiques alternatives [AISSANI et al, 2007a, b].

1.1.2 La définition du champ de l'étude

Le champ de l'étude précise le système étudié en ce qui concerne sa fonction, ses frontières, les hypothèses de calcul et l'unité fonctionnelle choisie.

1.1.2.1 Les systèmes étudiés

Dans le cadre d'une ACV comparative, les systèmes étudiés doivent tous remplir exactement la même fonction. La filière « hydrogène énergie » étudiée par le GEM est une filière énergétique essentiellement destinée au secteur des transports et plus particulièrement au secteur automobile. La fonction du système est ainsi déterminée, il s'agit du fonctionnement d'une automobile et plus particulièrement de la motorisation d'une voiture citadine.

Dans le cadre du développement de filières alternatives pour le transport à travers le projet H2 PAC, le GEM travaille plus particulièrement sur la filière hydrogène direct. Cependant, le développement d'une telle filière soulève la problématique du stockage de l'hydrogène. En effet, aucun mode de stockage ne s'avère, pour le moment, satisfaisant (cf. Chapitre 1, § 1.2.4). Dès lors, il a semblé pertinent d'étudier un mode indirect de stockage d'hydrogène à travers un carburant hydrocarboné liquide afin de s'affranchir des problèmes liés au stockage de l'hydrogène gazeux et à sa distribution. Deux types de filières « hydrogène énergie » sont alors étudiés :

- la filière appelée « hydrogène direct » où le véhicule est alimenté directement avec de l'hydrogène ;
- la filière appelée « bioéthanol-hydrogène » où le véhicule est alimenté en bioéthanol liquide pour être ensuite transformé en hydrogène.

Dans notre étude, la filière « hydrogène direct » représente la filière alternative du futur tandis que la filière « bioéthanol-hydrogène » représente la filière de transition car elle allie l'alimentation du véhicule par un carburant liquide à l'utilisation de la technologie de la pile à combustible.

Ces deux filières utilisent la technologie de la pile à combustible. Cette technologie n'étant pas encore mâture, il nous est apparu judicieux d'étudier une autre utilisation de l'hydrogène dans un véhicule via une technologie plus développée. Cette technologie est celle du moteur à combustion interne. La troisième filière alternative étudiée est donc l'utilisation d'hydrogène dans un moteur à combustion interne. Cette filière, que nous appellerons « hydrogène combustion », associe un carburant décarboné à une technologie amplement maîtrisée, le moteur à combustion interne.

Finalement, afin de positionner ces trois filières énergétiques alternatives par rapport aux performances environnementales des filières fossiles actuelles, nous avons choisi de les comparer à la filière essence. Cette filière est notre référence, car généralement, l'essence est le carburant alimentant les petites voitures citadines en France.

Ainsi, quatre filières énergétiques sont étudiées et comparées :

- la filière hydrogène direct ;
- la filière bioéthanol-hydrogène
- la filière hydrogène combustion ;
- la filière essence.

Selon la norme ISO 14040, certains types d'étapes peuvent être exclus à condition que les raisons de ces exclusions soient explicitées.
Ainsi, sont exclues les étapes suivantes :

- la construction des bâtiments des sites industriels (raffinerie, usine,….) et la fabrication des machines et des outils (engins agricoles, réacteur de gazéification, réservoirs de carburant, auxiliaires de la pile, colonne du PSA…) ;

Nous considérons que les impacts liés à la construction et déconstruction des bâtiments et des équipements sont négligeables sur leur durée d'utilisation au regard des autres étapes du cycle de vie [ROUSSEAUX et APOSTOL, 2000].

- la construction du véhicule pour chacune des quatre filières dans la mesure où les véhicules sont identiques pour les quatre filières sauf en ce qui concerne le système de « motorisation » : la fabrication de la pile à combustible, du moteur électrique et du moteur à combustion qui eux seront étudiés, les autres modifications étant considérées comme négligeables ;
- les processus et les flux dont les valeurs sont indisponibles et/ou incalculables, lors de l'inventaire, du fait du manque de données : la distribution des carburants est exclue du champ de l'étude.

Les cycles de vie des quatre filières énergétiques sont présentés sur la figure 3.1. Pour ces quatre filières, nous avons effectué le découpage du cycle de vie selon sept grandes étapes. Les cycles de vie des filières hydrogène direct et hydrogène combustion ne se distinguent que par un mode différent de conversion de l'énergie au sein du véhicule. L'étape de distribution du carburant n'est pas prise en compte au regard du manque de données obtenues.

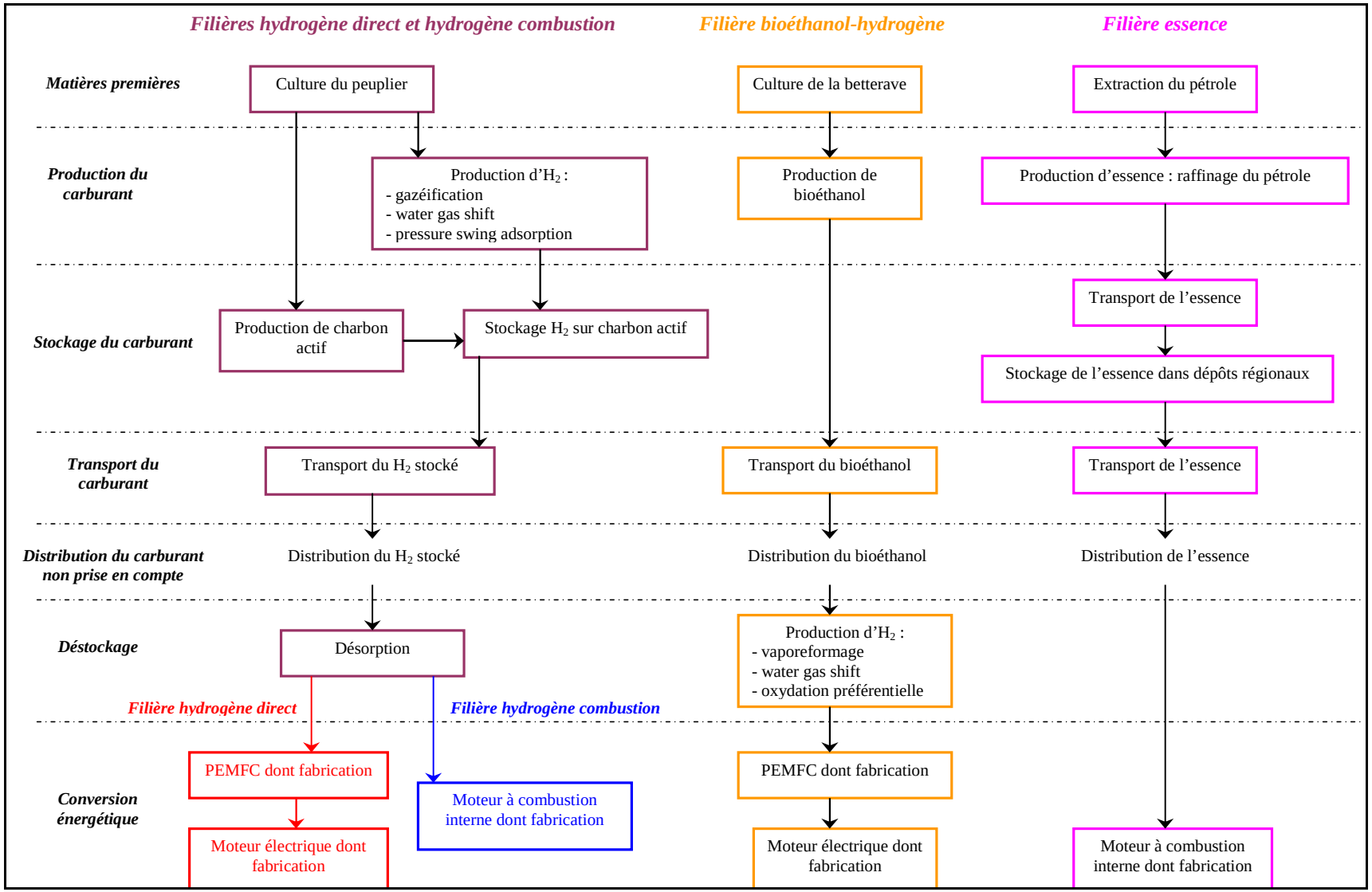


Figure 3.1 : Schéma du cycle de vie des quatre filières énergétiques

Pour comparer ces différentes filières, il nous faut avoir recours à une unité permettant cette comparaison : il s'agit de l'unité fonctionnelle.

1.1.2.2 L'unité fonctionnelle

Les filières doivent être comparées pour un service rendu équivalent. Ce service équivalent rendu est déterminé à l'aide de l'Unité Fonctionnelle (UF) qui définit la performance quantifiée des systèmes. Elle est fonction d'au moins trois unités : une unité de service, une unité de produit et une unité de temps. Elle doit être identique pour les quatre systèmes et permet donc de les comparer. Pour cela, elle doit être définie, mesurable et en adéquation avec les finalités de l'étude. Différentes options se sont révélées possibles pour le choix de cette UF :

- UF 1 : Quantité de carburant consommée pour parcourir x km pendant y heures ;
- UF 2 : Quantité de carburant consommée pour parcourir 500 km (≈ autonomie d'un réservoir) pendant w heures ;
- UF 3 : Quantité de carburant consommée pendant toute la durée de vie du moteur à combustion **ou** du couple pile à combustible/moteur électrique (nombre de km et nombre d'années correspondantes).

L'unité fonctionnelle choisie doit être en adéquation avec les finalités de l'étude et faire état des performances actuelles du secteur concerné. Par ailleurs, pour l'évaluation de ces systèmes, il existe différents paramètres clés : la durée de vie du système de motorisation, le rendement du « système de motorisation » et l'autonomie du réservoir. Le paramètre « durée de vie » semble être un des plus importants au regard des durées de vie variées des motorisations différentes des quatre filières.

Dès lors, il apparaît que :

- l'UF 1 n'est pas pertinente du fait du choix arbitraire du nombre de km parcourus, ce kilométrage ne reflète en rien les performances d'un système ;
- l'UF 2 semble plus pertinente que l'UF 1 puisque ici le choix du kilométrage parcouru n'est pas arbitraire mais fixe, il s'agit de 500 km ce qui correspond environ à l'autonomie d'un réservoir d'une voiture essence citadine ;
- l'UF 3 est la plus globale des trois UF proposées puisqu'elle permet de prendre en compte les émissions sur toute la durée de vie du système.

Au regard de ces trois UF et des finalités de l'étude, l'UF la plus pertinente semble l'UF 3 qui est **la Quantité de carburant consommé pendant toute la durée de vie du moteur à combustion ou du couple pile/moteur électrique.** Se pose alors la question du choix du système considéré pour cette UF 3. Faut-il choisir la durée de vie la plus courte (celle du couple pile à combustible/moteur électrique) pour une question de pratique ou la durée de vie la plus longue (celle du moteur à combustion de la filière de référence) pour prendre en compte les différences de performances des systèmes ? Le choix du système pris en compte pour quantifier cette durée de vie s'appuie sur l'importance de quantifier les différences de performances entre les filières alternatives et la filière de référence, notre objectif étant de sélectionner une filière énergétique pour l'automobile. Notre choix se porte alors sur la durée de vie du moteur à combustion interne qui est la durée de vie la plus longue. Cette valeur doit être, alors, précisée. L'observatoire de l'énergie détermine la distance moyenne parcourue par an entre 1990 et 2001 pour une voiture essence [Observatoire de l'Energie, 2004]. Elle est de 10322 $km.an^{-1}$ avec l'hypothèse que le vieillissement du véhicule n'influe pas sur le kilométrage parcouru annuellement. Le kilométrage moyen durant toute la durée de vie du moteur essence est de 150000 km. Dès lors, la durée de vie du moteur essence est d'environ 15 ans (150000/10322 = 14,6). L'unité fonctionnelle est donc **la quantité de carburant consommé pour parcourir 150000 km pendant 15 ans.**

Cette première étape de l'ACV est indispensable et permet la définition des objectifs de l'étude et la description des systèmes. La deuxième étape de l'ACV, l'inventaire, peut maintenant être réalisée.

1.2 L'inventaire

Cette étape se compose de la réalisation d'un arbre des procédés pour chaque système et du recueil des données. Ainsi, pour chaque système et pour chaque processus (étape d'un système), les flux matière et énergie sont renseignés et les bilans matière et énergie sont vérifiés [LOGET, 2007]. Un arbre des procédés ou diagramme de flux est construit pour chacune des trois filières. Il s'agit de la représentation du système, de ses frontières avec l'environnement et des relations entre les différents processus élémentaires. Cette étape a été réalisée via un logiciel d'ACV, le logiciel GaBi 4. Ce logiciel est un outil permettant la saisie et la recherche de données d'inventaire et la construction de l'arbre des procédés de chaque système. Afin de compléter les données de l'inventaire, ce logiciel contient différentes bases

de données dont la base Ecoinvent [FRISCHKNECHT et JUNGBLUTH, 2007]. En ce qui concerne l'origine de l'électricité utilisée pour alimenter les procédés, nous avons eu recours au mix français pour l'ensemble des processus des quatre filières sauf pour l'alimentation en électricité des pipelines transportant le pétrole car ce transport ne se déroule pas en France. L'utilisation du mix énergétique français sous-entend que les procédés utilisant cette énergie se trouvent en France ce qui est globalement le cas.

1.2.1 La filière hydrogène direct

La filière hydrogène direct est étudiée par le GEM. Les données du GEM étant peu nombreuses et peu transposables à l'échelle industrielle, nous avons décidé de nous tourner vers d'autres sources telles que des laboratoires, des industriels et de la bibliographie. Malgré cette disparité de sources, certains flux et processus ne sont toujours pas renseignés (cf. tableau 3.1).

Tableau 3.1 : Origine des données, hypothèses de calcul et données manquantes de la filière hydrogène direct

Processus	Sources	Hypothèses	Non renseigné
Peuplier	[BONDUELLE et BERTHELOT, 1994] [AGRICE, 1998]	Taillis courte rotation de 7 ans	Non prise en compte de la consommation en carburant des machines agricoles
Gazéification	Confidentielle	Simulation numérique	
Water Gas Shift	Confidentielle	Simulation numérique	
Pressure Swing Adsorption	[SUN, 2003] [KUMAR, 2002]		- Type et quantité d'adsorbant - Non prise en compte de la fin de vie de l'adsorbant
Production du charbon actif	CECA	Utilisation du peuplier comme matière première	Non prise en compte du traitement des rejets pyroligneux de carbonisation
Stockage sur charbon actif	Ecole des Mines de Nantes	Durée de vie arbitraire de 5 ans	- Durée de vie du charbon actif inconnue - Non prise en compte de la fin de vie du charbon actif
Transport de l'hydrogène stocké	Ecoinvent	- Distance arbitraire de 25 km entre l'installation et la station-service - 300 allers-retours (300 pleins)	Distance exacte de transport
Distribution	Aucune	300 pleins	Infrastructure et moyen d'alimentation de la voiture non déterminés
Désorption	Ecole des Mines de Nantes	- 50 % de l'hydrogène reste piégé au premier cyclage - Rendement stable de désorption	Non connaissance de l'évolution réelle du rendement de désorption au cours du temps
PEMFC	Ecole des Mines de Paris [KARAKOUSSIS, 2000]	Durée de vie arbitraire de 15 ans	- Non prise en compte du transport des matières premières - Non prise en compte de la fin de vie de la pile et du taux de recyclabilité - Durée de vie de la pile inconnue
Fabrication du moteur électrique	[RODER, 2001]	Durée de vie arbitraire de 15 ans	Non prise en compte des émissions d'assemblage, ni du transport des matières premières, ni de la fin de vie

Une fois ces données recueillies, nous avons construit, sous GaBi 4, l'arbre des processus de la filière hydrogène direct représentant le plus exhaustivement possible les processus et les flux pris en compte (cf. figure 3.2). Pour une lecture plus aisée, la production de charbon actif et la production d'hydrogène, étant composées de plusieurs processus, ne sont pas détaillées dans cette figure mais en annexe (cf. annexes 3 et 4).

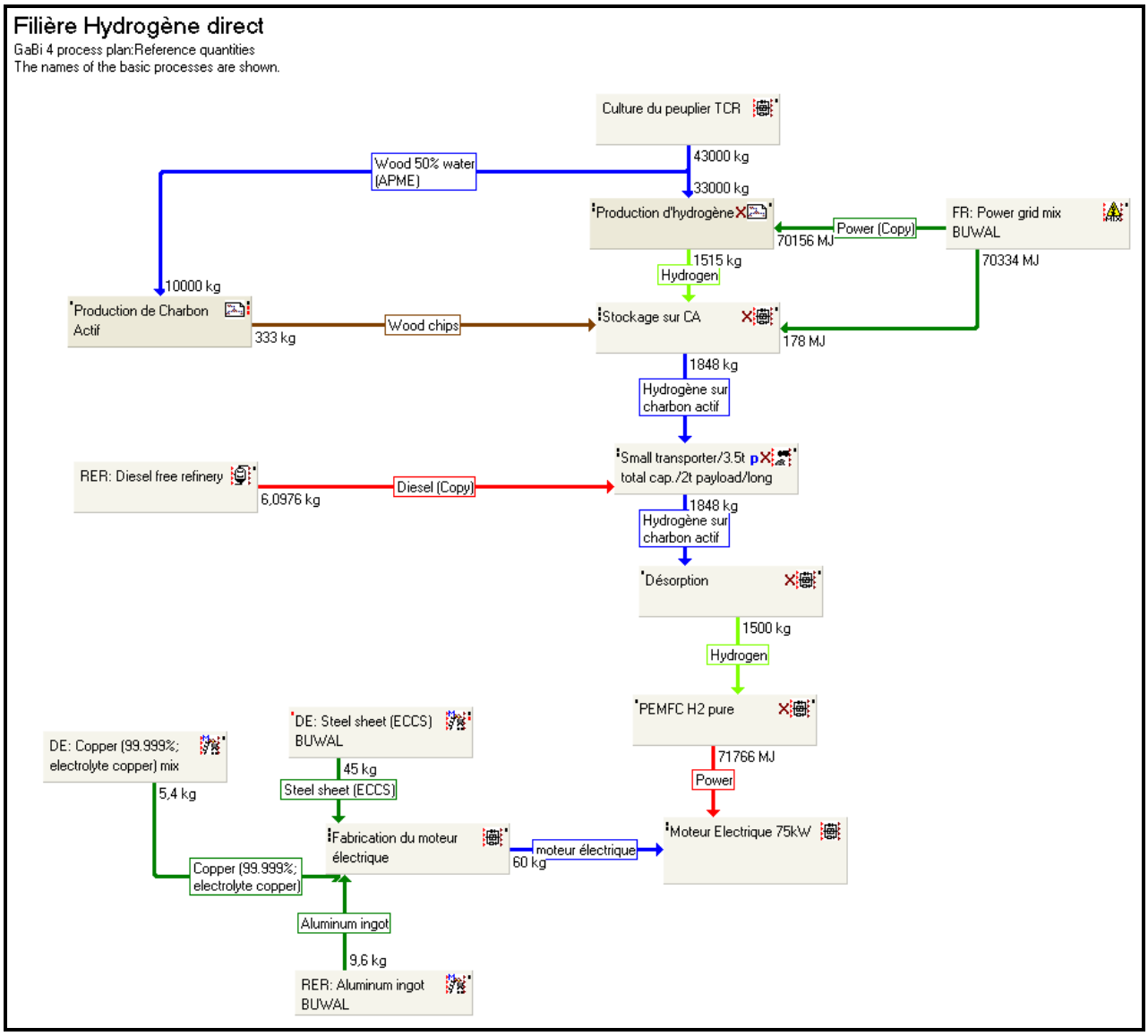


Figure 3.2 : Arbre des procédés de la filière hydrogène direct réalisé sous GaBi 4

1.2.2 La filière bioéthanol-hydrogène

La filière bioéthanol-hydrogène représente la filière de transition. En effet, le carburant utilisé étant le bioéthanol, son transport ne nécessite pas d'infrastructures particulières : les infrastructures de transport et de distribution de l'essence seront utilisées. Le GEM ne travaille pas sur la totalité de cette filière mais essentiellement sur le reformage embarqué du bioéthanol et l'utilisation de la pile à combustible PEMFC (Ecole des Mines de Paris – Sophia-Antipolis) (cf. tableau 3.2).

Tableau 3.2 : Origine des données, hypothèses de calcul et données manquantes de la filière bioéthanol-hydrogène

Processus	Sources	Hypothèses	Non renseigné
Culture betterave	[Institut Technique de la Betterave, 2006] [ECOBILAN, 2002]		
Production de bioéthanol	[POITRAT, 1999] [ECOBILAN, 2002] [FROMENTIN, 2000] [GNANSOUNOU, 2004]	Prise en compte de la période de campagne uniquement avec comme substrat le jus vert	Non prise en compte du traitement des effluents liquides de cette étape
Transport du bioéthanol	Ecoinvent	- Distance arbitraire de 25 km entre l'installation et la station-service - 300 allers-retours (300 pleins)	Distance de transport
Distribution	Aucune	300 pleins	Infrastructure et moyen d'alimentation de la voiture non déterminés
Vaporeformage	[FRANCESCONI, 2007] [GARNIT, 2002]	- Récupération de la chaleur fournie par les réactions Water Gas Shift et d'oxydation préférentielle - Alimentation du brûleur par les gaz de sortie et un peu d'éthanol	
Water Gaz Shift	[MOSDALE, 2003]		
Oxydation préférentielle (PROX)		Evacuation de la chaleur pour ne pas déplacer l'équilibre thermodynamique vers une formation de CO	
PEMFC	Ecole des Mines de Paris [KARAKOUSSIS, 2000]	Durée de vie arbitraire de 15 ans	- Non prise en compte du transport des matières premières - Non prise en compte de la fin de vie de la pile et du taux de recyclabilité - Durée de vie de la pile inconnue
Fabrication du moteur électrique	[RODER, 2001]	Durée de vie arbitraire de 15 ans	- Non prise en compte des émissions d'assemblage - Non prise en compte du transport de matières premières - Non prise en compte de la fin de vie

Une fois ces données recueillies, nous avons construit, sous GaBi 4, l'arbre des processus de la filière bioéthanol-hydrogène représentant le plus exhaustivement possible les processus et les flux pris en compte (cf. figure 3.3). Pour une lecture plus aisée, l'étape de production du bioéthanol, étant composée de nombreux processus, n'est pas détaillée sur cette figure mais en annexe (cf. annexe 5).

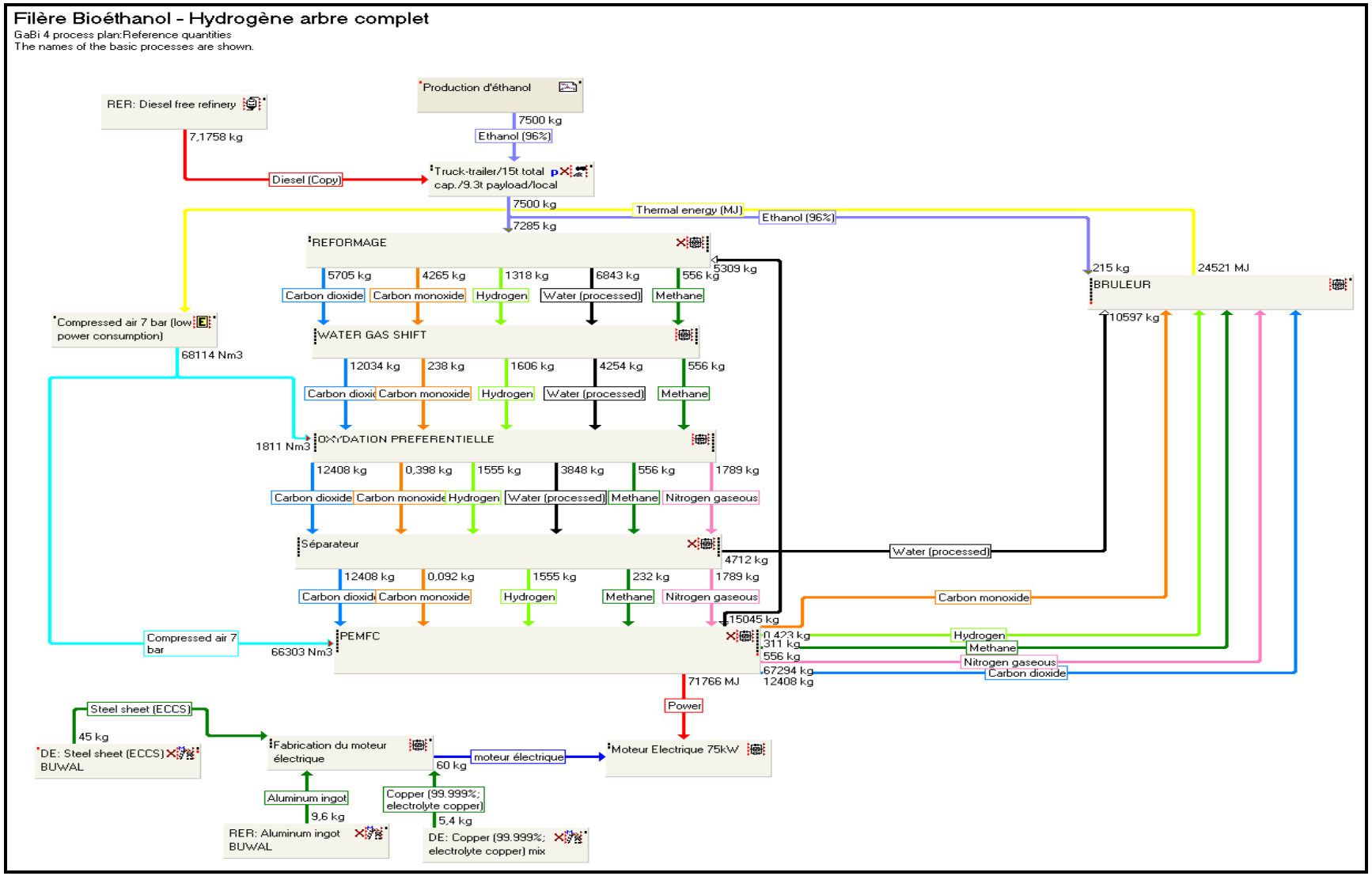


Figure 3.3 : Arbre des procédés de la filière bioéthanol-hydrogène réalisé sous GaBi 4

1.2.3 La filière hydrogène combustion

La filière hydrogène combustion est une filière alternative aux filières fossiles en permettant l'utilisation de l'hydrogène dans un moteur à combustion interne classique. Cette filière s'appuie sur la technologie bien maîtrisée des moteurs à combustion interne associée à l'utilisation de l'hydrogène comme carburant. Cette filière n'est pas à proprement parler étudiée par le GEM, mais il nous a semblé pertinent au regard de l'immaturité de la technologie de la pile à combustible, de proposer une filière de transition, à l'instar de la filière bioéthanol-hydrogène, tentant de résoudre les problèmes de stockage de l'hydrogène. Cette filière hydrogène combustion a recours à de l'hydrogène produit et stocké selon les procédés étudiés par le GEM (cf. tableau 3.3).

Tableau 3.3 : Origine des données, hypothèses de calcul et données manquantes de la filière hydrogène combustion

Processus	Sources	Hypothèses	Non renseigné
Peuplier	[BONDUELLE et BERTHELOT, 1994] [AGRICE, 1998]	Taillis courte rotation de 7 ans	Non prise en compte de la consommation en carburant des machines agricoles
Gazéification	Confidentielle	Simulation numérique	
Water Gas Shift	Confidentielle	Simulation numérique	
Pressure Swing Adsorption	[SUN, 2003] [KUMAR, 2002]		- Type et quantité d'adsorbant - Non prise en compte de la fin de vie de l'adsorbant
Production du charbon actif	CECA	Utilisation du peuplier comme matière première	Non prise en compte de la fin de vie des rejets pyroligneux de la carbonisation
Stockage sur charbon actif	Ecole des Mines de Nantes	Durée de vie arbitraire de 5 ans	- Durée de vie du charbon actif inconnue - Non prise en compte de la fin de vie du charbon actif
Transport de l'hydrogène stocké	Ecoinvent	- Distance arbitraire de 25 km entre l'installation et la station-service - 300 allers-retours (300 pleins)	Distance exacte de transport
Distribution	Aucune	300 pleins	Infrastructure et moyen d'alimentation de la voiture non déterminés
Désorption	Ecole des Mines de Nantes	- 50 % de l'hydrogène reste piégé au premier cyclage - Rendement stable de désorption	Non connaissance de l'évolution réelle du rendement de désorption au cours du temps
Moteur à combustion interne	[JOUMARD et al, 1999]	- Cycles de conduite mixte Modem Hyzem - Emissions de NO_x comparables à celles émise par un moteur alimenté en essence	Non connaissance des émissions réelles de NO_x
Fabrication du moteur à combustion	[MOREL, 2006]	Confidentielles	

Une fois ces données recueillies, nous avons construit, sous GaBi 4, l'arbre des processus de la filière hydrogène combustion représentant le plus exhaustivement possible les processus et les flux pris en compte (cf. figure 3.4). Pour une lecture plus aisée, la production de charbon actif et la production d'hydrogène, étant composées de plusieurs processus, ne sont pas détaillées dans cette figure de la même façon que pour la filière hydrogène direct mais en annexe (cf. annexes 3 et 4).

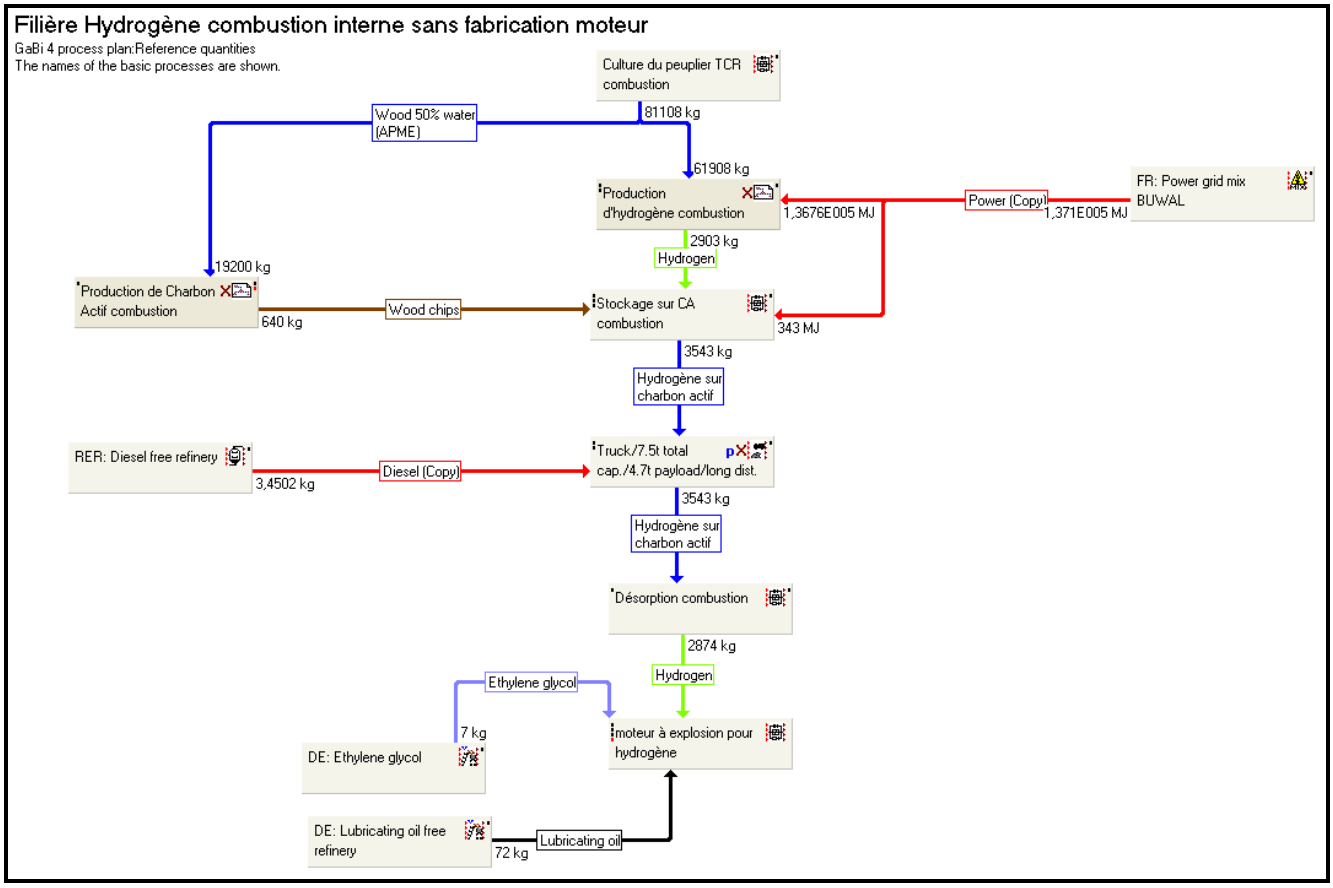


Figure 3.4 : Arbre des procédés de la filière hydrogène combustion réalisé sous GaBi 4

1.2.4 La filière essence

La filière essence représente la filière de référence. De la même façon que pour les trois filières alternatives, quelques processus et flux restent indéterminés malgré l'industrialisation de cette filière (cf. tableau 3.4).

Tableau 3.4 : Origine des données, hypothèses de calcul et données manquantes de la filière essence

Processus	Sources	Hypothèses	Non renseigné
Transport pétrole	[ECOBILAN, 2002]	- Pipeline et pétrolier - Energie thermique alimentant le pipeline	
Raffinage du pétrole	Base de données ECOINVENT		
Transport essence	[ECOBILAN, 2002]	Pipeline, rail (électrique et diesel) et camion	
Stockage dans dépôts régionaux	[ECOBILAN, 2002]		
Transport essence	[ECOBILAN, 2002]	Ecoinvent	- Distance arbitraire de 25 km entre l'installation et la station-service - 300 allers-retours (300 pleins)
Distribution	Aucune	300 pleins	Infrastructure et moyen d'alimentation de la voiture non déterminés
Moteur explosion	[JOUMARD et al, 1999]	Cycles de conduite mixte Modem Hyzem	Pas de quantification des émissions d'hydrocarbures imbrûlés
Fabrication du moteur à explosion	[MOREL, 2006]	Confidentielles	

Les données recueillies permettent de construire, sous GaBi 4, l'arbre des processus de la filière essence représentant le plus exhaustivement possible les processus et les flux pris en compte (cf. figure 3.5). Tous les processus sont représentés sur cette figure.

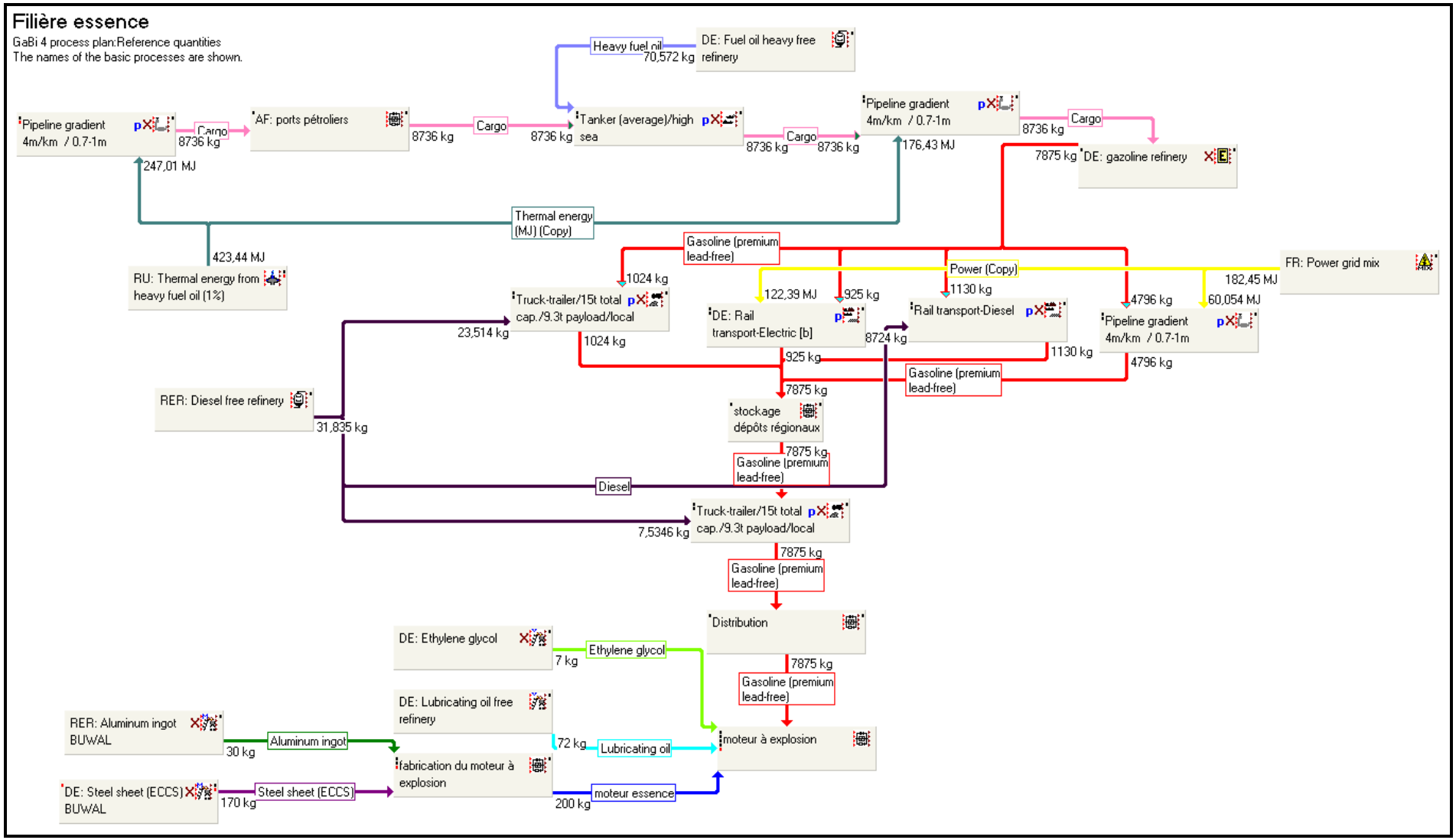


Figure 3.5 : Arbre des procédés de la filière essence réalisé sous GaBi 4

A partir de ces résultats d'inventaire, nous avons mené la troisième étape de l'ACV : l'évaluation des impacts [AISSANI et al, 2007c] et [LOGET, 2007]. En ce qui concerne les quatre filières, la qualité des données recueillies est difficile à estimer du fait de la maturité des technologies, de l'hétérogénéité des sources et de leur fiabilité. Les résultats de cet inventaire, les bilans matière et énergie résultants et les résultats d'impacts à venir devront être analysés avec précaution du fait de la méconnaissance de l'ordre de grandeur des incertitudes de ces données.

1.3 Evaluation des impacts

L'étape d'évaluation des impacts permet de traduire les données brutes de l'inventaire en impacts environnementaux. Elle se compose des deux étapes suivantes :

- la classification : traduction des flux matière et énergie de l'inventaire en impacts environnementaux potentiels ;
- la caractérisation : calcul de ces impacts à l'aide de modèles de caractérisation.

Il est important dans un premier temps de choisir un modèle de caractérisation. Il existe différents modèles comme vu précédemment (cf. Chapitre 1, § 2.3.3.3) qui permettent de réaliser cette étape de l'ACV. Ces modèles (cf. tableau 3.5) sont appelés modèles de caractérisation mais selon la méthodologie qu'ils emploient, ils réalisent aussi bien la classification et la caractérisation et pour l'une d'entre elles l'évaluation (la méthode Ecoindicator 99).

Tableau 3.5 : Récapitulatif des méthodes d'évaluation des impacts les plus utilisées

Nom de la méthode	Origine	Type d'approche
Volumes critiques	- Buwal en 1984 (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage suisse) - Habersatter	- Classification par type de compartiment d'émission (eau, air) - Utilisation d'une concentration de référence
Ecopoints	Développée à la demande de Buwal	- Méthode directe (pas d'étape de classification) - Notion de saturation écologique = écofacteur - Utilisation de seuil d'émission ou d'extraction admis (socio-politiquement)
EPS	Ryding (Swedish Environmental Reserch Institute pour Volvo)	- Méthode à thèmes environnementaux intégrant une dimension monétaire - Expression des dommages en valeurs monétaires (coût future de l'extraction, coût des pertes de production, consentement à payer pour les dommages) - Indice pour chaque substance en ELU (Environmental Load Unit)
CML (plusieurs versions)	- Hauschild and Wenzel - Guinée	- Méthode à thèmes environnementaux - Utilisation d'indicateur - Normalisation selon une zone de référence
Ecoindicator (plusieurs versions)	- Pré-consultant - CML, IDES (université d'Amsterdam) - Centre for energy conservation and environmental technology - Patrick Hofstetter (université de Zurich)	- Méthode à thèmes environnementaux - Calcul des dommages sur les ressources, sur la qualité des écosystèmes et sur la santé humaine - Pondération selon trois versions (individualiste, égalitariste, hiérarchiste)

Le tableau 3.5 n'est pas exhaustif puisque cette étape de l'ACV est encore en développement, il fait état des méthodes les plus employées. En effet, il n'existe pas de méthode universelle employée par les praticiens de l'ACV pour l'évaluation des impacts. Cette étape doit alors être présentée avec le plus de transparence possible et le choix de la méthode d'évaluation doit être clairement explicité. Au regard du tableau récapitulatif des différentes méthodes d'évaluation, nous avons décidé d'utiliser deux méthodes pour comparer les possibles écarts de résultats et s'assurer de leur robustesse : la méthode CML 2001 et la méthode Ecoindicator 99. Il s'agit des deux méthodes les plus utilisées et elles représentent surtout deux écoles différentes [JOLLIET et al, 2005] :

- la méthode CML est une méthode *midpoint* qui tente de modéliser les effets des flux en modélisant le pouvoir potentiel polluant des substances par rapport à une substance de référence ;
- la méthode Ecoindicator est une méthode orientée dommages ou *endpoint* qui tente de modéliser les dommages finaux des émissions de polluants ou des extractions de matières premières sur la santé humaine, les écosystèmes et les ressources en utilisant toutes les étapes de la chaîne cause à effet d'un impact avec de plus ou moins grandes incertitudes.

La méthode CML 2001 sera la méthode utilisée pour le reste de l'étude car elle est reconnue par les experts en ACV et présente des indicateurs simples. La méthode Ecoindicator 99, étant très différente de la méthode CML 2001, n'est utilisée que pour confirmer ou infirmer les résultats obtenus par la méthode CML 2001.

Cette étape a été réalisée via le logiciel GaBi 4 qui permet d'évaluer les impacts à l'aide de différents modèles de caractérisation disponibles et notamment les modèles CML 2001 et Ecoindicator 99.

1.3.1 La robustesse des résultats de la méthode CML 2001

Dans un premier temps, il nous a semblé pertinent, avant d'analyser les résultats de la méthode CML 2001 (cf. tableau 3.6), de s'assurer de sa robustesse. Pour cela, nous avons choisi de comparer les résultats de la méthode *midpoint* CML 2001 (cf. tableau 3.6) aux résultats de la méthode *endpoint* Ecoindicator 99 version hiérarchiste (cf. tableau 3.7). Pour ces deux tableaux, les cases grisées identifient les scores les plus forts donc les plus néfastes pour l'environnement et les cases bleutées identifient les scores « nettement » les plus faibles (avec au moins environ un facteur 10 d'écart). Par ailleurs, au regard de notre difficulté de détermination d'un seuil de significativité des résultats par méconnaissance des incertitudes des données récoltées, nous avons choisi, dans un premier temps de ne griser que les cases où la valeur de l'impact est la plus forte. Dans un deuxième temps, la significativité de l'écart entre les différentes valeurs sera discutée.

Tableau 3.6 : Résultats des quatre filières selon la méthode CML 2001

	Filière bioéthanol-hydrogène	**Filière hydrogène direct**	**Filière essence**	**Filière hydrogène combustion**
Epuisement des ressources abiotiques (en kg eq. Sb)	34	15	17	30
Acidification (en kg eq. SO_2)	$3{,}01.10^{+5}$	$3{,}01.10^{+5}$	72	79
Eutrophisation (en kg eq. PO_4^{3-})	493	473	11	10
Ecotoxicité aquatique (en kg eq. DCB)	144	208	32	133
Effet de serre (en kg eq. CO_2)	$1{,}80.10^{+6}$	$1{,}80.10^{+6}$	$2{,}99.10^{+4}$	$7{,}2.10^{+3}$
Toxicité humaine (en kg eq. DCB)	$1{,}15.10^{+5}$	$1{,}15.10^{+5}$	6690	753
Ecotoxicité aquatique marine (en kg eq. DCB)	$1{,}18.10^{+9}$	$1{,}18.10^{+9}$	$2{,}98.10^{+5}$	$4{,}26.10^{+6}$
Diminution de la couche d'ozone (en kg eq. CFC11)	$8{,}98.10^{-5}$	$4{,}44.10^{-4}$	$1{,}04.10^{-2}$	$8{,}52.10^{-4}$
Pollution photochimique (en kg eq. Ethylène)	14479	14516	33	66
Ecotoxicité terrestre (en eq. DCB)	0,6	2,5	5,2	4,4

Tableau 3.7 : Résultats des quatre filières selon la méthode Ecoindicator 99

	Filière bioéthanol-hydrogène	**Filière hydrogène direct**	**Filière essence**	**Filière hydrogène combustion**
Ressources fossiles (en surplus MJ)	10134	1653	4083	3772
Minérais (en surplus MJ)	197	165	67	67
Acidification/ Eutrophisation (en PDF*m²*a)	$3{,}3.10^{+5}$	$3{,}3.10^{+5}$	470	470
Ecotoxicité (en PDF*m²*a)	12	36	21	59
Changement climatique (en DALY)	$3{,}8.10^{-1}$	$3{,}8.10^{-1}$	$6{,}3.10^{-3}$	$1{,}5.10^{-3}$
Effets cancérigènes (en DALY)	$3{,}1.10^{-5}$	$2{,}3.10^{-4}$	$1{,}9.10^{-4}$	$4{,}8.10^{-4}$
Effets respiratoires provoqués par les inorganiques (en DALY)	17	17	3	$8{,}4.10^{-3}$
Effets respiratoires provoqués par les organiques (en DALY)	$1{,}5.10^{-3}$	$1{,}5.10^{-3}$	$2{,}7.10^{-3}$	$2{,}8.10^{-5}$
Diminution de la couche d'ozone (en DALY)	$9{,}4.10^{-8}$	$4{,}7.10^{-7}$	$1{,}1.10^{-5}$	1.10^{-6}

Au vu des résultats présentés dans les tableaux 3.6 et 3.7, on constate que la comparaison des résultats de ces deux méthodes est loin d'être évidente. Hormis le fait que les unités utilisées par les méthodes CML 2001 et Ecoindicator 99, sont différentes, une réflexion sur une possible correspondance entre les différentes catégories d'impacts évaluées par les deux méthodes est nécessaire. Ce travail est présenté dans le tableau 3.8.

Tableau 3.8 : Correspondances possibles entre les impacts de la méthode CML 2001 et ceux de la méthode Ecoindicator 99

Impacts évalués par la méthode CML 2001	**Impacts évalués par la méthode Ecoindicator 99**
Epuisement des ressources abiotiques (en kg eq. Sb)	Ressources fossiles (en surplus MJ)
	Minerais (en surplus MJ)
Acidification (en kg eq. SO_2)	Acidification/Eutrophisation (en PDF*m²*a)
Eutrophisation (en kg eq. PO_4^{3-})	
Ecotoxicité aquatique (en kg eq. DCB)	Ecotoxicité (en PDF*m²*a)
Ecotoxicité aquatique marine (en kg eq. DCB)	
Ecotoxicité terrestre (en eq. DCB)	
Effet de serre (en kg eq. CO_2)	Changement climatique (en DALY)
Diminution de la couche d'ozone (en kg eq. CFC11)	Couche d'ozone (en DALY)
Toxicité humaine (en kg eq. DCB)	Effets respiratoires provoqués par les inorganiques Effets cancérigènes (en DALY)
Pollution photochimique (en kg eq. C_2H_4)	Effets respiratoires provoqués par les organiques (en DALY)

Le tableau 3.8 présente les correspondances que nous avons considérées entre les impacts des deux méthodes. Nous pouvons remarquer que plusieurs impacts de la méthode Ecoindicator 99 sont mesurés en DALY. Cette unité permet de mesurer les effets des substances sur la santé humaine, la méthode Ecoindicator 99 associe tous ces impacts à la catégorie d'impact sur la santé humaine. Nous aurions pu, alors, associer tous les impacts mesurés par cette unité à l'impact toxicité humaine de la méthode CML 2001. Cependant, l'impact toxicité humaine de la méthode CML 2001 ne prend pas en compte les effets sur la santé que peuvent engendrer le changement climatique et la diminution de la couche d'ozone. Considérer la correspondance de ces catégories de la méthode Ecoindicator 99 avec la catégorie toxicité humaine de CML 2001 entraîne une redondance de ces impacts, car la méthode CML 2001 les évalue individuellement. Les catégories d'impacts « changement

climatique » et « couche d'ozone » de la méthode Ecoindicator 99 doivent être, alors, différenciées et associées respectivement aux catégories d'impacts « effet de serre » et « diminution de la couche d'ozone » de la méthode CML 2001.

A partir de ces correspondances, il est alors possible de comparer les résultats obtenus par les deux méthodes. Dans un premier temps, nous allons examiner les classements obtenus pour chacune des catégories d'impacts des deux méthodes (cf. tableau 3.9). Dans un deuxième temps, nous allons examiner les écarts entre les résultats d'impacts de chacune des quatre filières par catégorie d'impact au sein de chacune des deux méthodes (cf. tableaux 3.10 et 3.11).

Tableau 3.9 : Comparaison entre les classements obtenus par les deux méthodes pour chacune des catégories d'impacts

Impacts évalués par la méthode CML 2001	**Impacts évalués par la méthode Ecoindicator 99**	**Classement entre les quatre filières**
Epuisement des ressources abiotiques	Ressources fossiles	Identique
	Minerais	Identique
Acidification	Acidification/Eutrophisation	Identique
Eutrophisation		
Ecotoxicité aquatique	Ecotoxicité	**A discuter**
Ecotoxicité aquatique marine		
Ecotoxicité terrestre		
Effet de serre	Changement climatique	Identique
Diminution de la couche d'ozone	Couche d'ozone	Identique
Toxicité humaine	Effets respiratoires provoqués par les composés inorganiques Effets cancérigènes	Identique
Pollution photochimique	Effets respiratoires provoqués par les composés organiques	**Non identique**

Le tableau 3.9 met en évidence la similarité des classements des filières obtenus par les deux méthodes pour certaines catégories d'impacts :

- l'épuisement des ressources fossiles ;
- l'acidification et l'eutrophisation ;
- l'effet de serre ;
- la diminution de la couche d'ozone ;
- la toxicité humaine.

Cependant, l'évaluation d'une catégorie d'impact par les deux méthodes ne présente pas des classements similaires : la pollution photochimique et pour l'écotoxicité il semble difficile de trancher sur la possible similarité des classements.

En ce qui concerne l'impact pollution photochimique évalué par la méthode CML 2001, le classement est différent de celui obtenu par l'évaluation des effets des polluants organiques sur la santé humaine par la méthode Ecoindicator 99. Ce choix de correspondance n'est peut-être pas pertinent et il est alors possible de faire correspondre l'évaluation des effets des polluants organiques (mesurés en DALY) à l'évaluation de la toxicité humaine par la méthode CML 2001. Si pour l'impact toxicité humaine, nous considérons trois catégories d'impacts de la méthode Ecoindicator 99 : les effets respiratoires provoqués par les composés inorganiques, les effets respiratoires provoqués par les composés organiques et les effets cancérigènes, le classement résultant de l'addition de ces trois catégories d'impacts mesurées dans la même unité (le DALY) et le classement obtenu pour l'impact toxicité humaine évalué par la méthode CML 2001 sont similaires au regard des importants scores de la catégorie « effets respiratoires provoquées par les inorganiques ». La prépondérance de cette catégorie d'impact est cohérente avec la nature des substances prises en compte pour l'évaluation de la toxicité humaine par la méthode CML 2001. La catégorie d'impact pollution photochimique de la méthode CML 2001 ne trouve alors plus de correspondance dans la méthode Ecoindicator 99.

Pour l'écotoxicité, il est difficile d'affirmer ou d'infirmer la similarité des classements au regard des résultats des deux méthodes. La méthode CML 2001 évalue l'écotoxicité pour trois compartiments différents : l'eau douce, l'eau de mer et le sol, avec la même unité. L'écotoxicité aquatique marine est la catégorie d'impact présentant, incontestablement, les résultats les plus forts par rapport aux deux autres (cf. tableau 3.6). Si nous comparons les résultats de cette catégorie avec celle d'Ecoindicator 99, le classement des filières est totalement différent. Cependant, la méthode Ecoindicator 99 n'en évalue qu'une en utilisant la relation dose/réponse, quel que soit le compartiment des cibles, pour quantifier la fraction d'espèces affectées et permet donc d'évaluer la diminution de la biodiversité. La méthode Ecoindicator 99 présente la filière hydrogène combustion comme la plus impactante, ce résultat est néanmoins nuancé par les écarts relativement faibles avec les résultats des autres filières (cf. tableau 3.7). Nous pouvons, alors, nous interroger sur l'origine de cette différence entre les résultats des deux méthodes : est-elle due à la différence des compartiments évalués ou est-elle due à la différence de méthodologie entre les deux méthodes ? Pour la méthode CML 2001, aucune des trois catégories d'écotoxicité ne présente la filière hydrogène combustion comme la plus impactante. Seul le résultat de cette filière pour l'écotoxicité

terrestre est sujet à discussion car très proche du résultat de la filière la plus impactante. Mais, là encore, pour cette catégorie d'impact, même si on considère que le score de la filière hydrogène combustion est aussi fort que celui de la filière essence, la suite du classement est différente. Dès lors, on pourrait être tenté de dire qu'entre ces deux méthodes pour l'écotoxicité, les classements des filières sont différents.

Pour les catégories d'impacts dont les classements sont similaires entre les deux méthodes, il convient de s'intéresser aux écarts entre les résultats d'impacts des quatre filières pour une même catégorie d'impacts pour chacune des méthodes et de les comparer (cf. tableaux 3.10 et 3.11).

Tableau 3.10 : Ecarts entre les valeurs des quatre filières pour la méthode CML 2001

Impacts évalués par la méthode CML 2001	**H2d-Bio***	**H2d-H2c***	**H2d- ess***	**Bio-H2c***	**Bio-ess***	**H2c-ess***
Epuisement des ressources abiotiques	56%	50%	12%	12%	50%	43%
Acidification	0%	100%	100%	100%	100%	10%
Eutrophisation	4%	98%	98%	98%	98%	0%
Effet de serre	0%	99%	98%	99%	98%	76%
Diminution de la couche d'ozone	80%	48%	96%	89%	99%	92%
Toxicité humaine	0%	99%	94%	99%	94%	89%

* avec : H2d = hydrogène direct, Bio = bioéthanol-hydrogène, H2c = Hydrogène combustion et ess = essence

Tableau 3.11 : Ecarts entre les valeurs des quatre filières pour la méthode Ecoindicator 99

Impacts évalués par la méthode Ecoindicator 99	**H2d-Bio***	**H2d-H2c***	**H2d- ess***	**Bio-H2c***	**Bio-ess***	**H2c-ess***
Ressources fossiles	83%	56%	59%	63%	59%	7%
Minérais	16%	59%	59%	66%	66%	0%
Acidification/Eutrophisation	0%	100%	100%	100%	100%	0%
Changement climatique	0%	100%	98%	100%	98%	76%
Couche d'ozone	80%	56%	96%	91%	99%	90%
Effets respiratoires provoqués par les inorganiques	0%	99%	83%	99%	83%	99%
Effets cancérigènes	86%	52%	14%	93%	84%	59%

* avec : H2d = hydrogène direct, Bio = bioéthanol-hydrogène, H2c = Hydrogène combustion et ess = essence

Les tableaux 3.10 et 3.11 présentent les écarts des résultats d'impacts entre les filières (comparées deux à deux) par catégorie d'impacts. Ces écarts sont calculés de la façon suivante :

[(valeur la plus forte – valeur la plus faible)/valeur la plus forte] x 100

Ces tableaux sont analysés au regard des correspondances établies plus haut (cf. tableau 3.8). Les lignes colorées des deux tableaux identifient des écarts de même ordre de grandeur pour des impacts dont la correspondance a été établie.

Nous observons des écarts du même ordre de grandeur entre les deux méthodes pour :

- l'impact acidification/ eutrophisation de Ecoindicator 99 et les impacts acidification et eutrophisation de CML 2001 ;
- l'impact changement climatique de Ecoindicator 99 et l'impact effet de serre de CML 2001 ;
- l'impact couche d'ozone de Ecoindicator 99 et l'impact diminution de la couche d'ozone de CML 2001 ;
- l'impact effets respiratoires provoqués par les composés inorganiques de Ecoindicator 99 et l'impact toxicité humaine de CML 2001.

Nous observons des écarts de différents ordres de grandeur entre les deux méthodes pour :

- l'impact effets cancérigènes de Ecoindicator 99 et l'impact toxicité humaine de CML 2001 ;
- les impacts ressources fossiles et minerais de Ecoindicator 99 et l'impact épuisement des ressources abiotiques de CML 2001.

L'impact toxicité humaine évaluée par la méthode CML 2001 prend en compte un nombre important d'effets toxiques sur les humains. Les résultats d'impacts pour l'impact effets cancérigènes mesuré en DALY sont très faibles par rapport aux effets respiratoires des polluants inorganiques (cf. tableau 3.7). Ces deux faits expliquent ces différents ordres de grandeur et si on ajoute les deux catégories « effets des composés inorganiques » et « effets cancérigènes », on obtient des écarts de même ordre de grandeur entre les deux méthodes.

L'impact sur les ressources fossiles et minerais de la méthode Ecoindicator 99 est évalué en termes de surplus MJ. Ce surplus identifie la quantité d'énergie supplémentaire pour l'extraction de ces ressources dans le futur compte tenu de l'appauvrissement des gisements et donc le recours à des gisements moins riches et plus dispersés sur les territoires. La méthode CML 2001 évalue l'épuisement de ces ressources en kg équivalent Sb. Ces deux méthodes évaluent donc très différemment l'impact d'épuisement des ressources : l'un est évalué dans le présent par la méthode CML 2001 et l'autre est évalué pour son impact dans le futur. Ces différences temporelles et ces différences d'unité de mesure expliquent la non concordance des résultats obtenus par ces deux méthodes.

Pour une grande majorité des impacts, les résultats obtenus par la méthode CML 2001 semblent robustes au regard, dans un premier temps, de la similitude des classements des quatre filières, entre les deux méthodes, pour six impacts sur dix évalués. Les différences observées entre les résultats de la méthode CML 2001 et ceux de la méthode Ecoindicator 99 sont essentiellement dues à la prise en compte de substances différentes ou de milieux impactés différents. Ces différences sont donc méthodologiques notamment pour l'impact écotoxicité qui est évalué pour différents compartiments pour la méthode CML 2001. Par ailleurs, les écarts entre les résultats d'impacts des quatre filières pour les deux méthodes sont de même ordre de grandeur pour cinq impacts sur les six impacts considérés.

La relative robustesse de ces résultats ayant été vérifiée, nous n'étudierons dans la suite de ce mémoire que les résultats obtenus par la méthode CML 2001.

1.3.2 Analyse des résultats selon la méthode CML 2001

La méthode CML 2001 compte onze catégories d'impacts mais nous ne ferons état, dans ce mémoire, que de dix catégories d'impacts (cf. figure 3.6). Une catégorie ne sera pas étudiée, il s'agit de l'impact provoqué par des radiations radioactives comme vu dans le Chapitre 1.

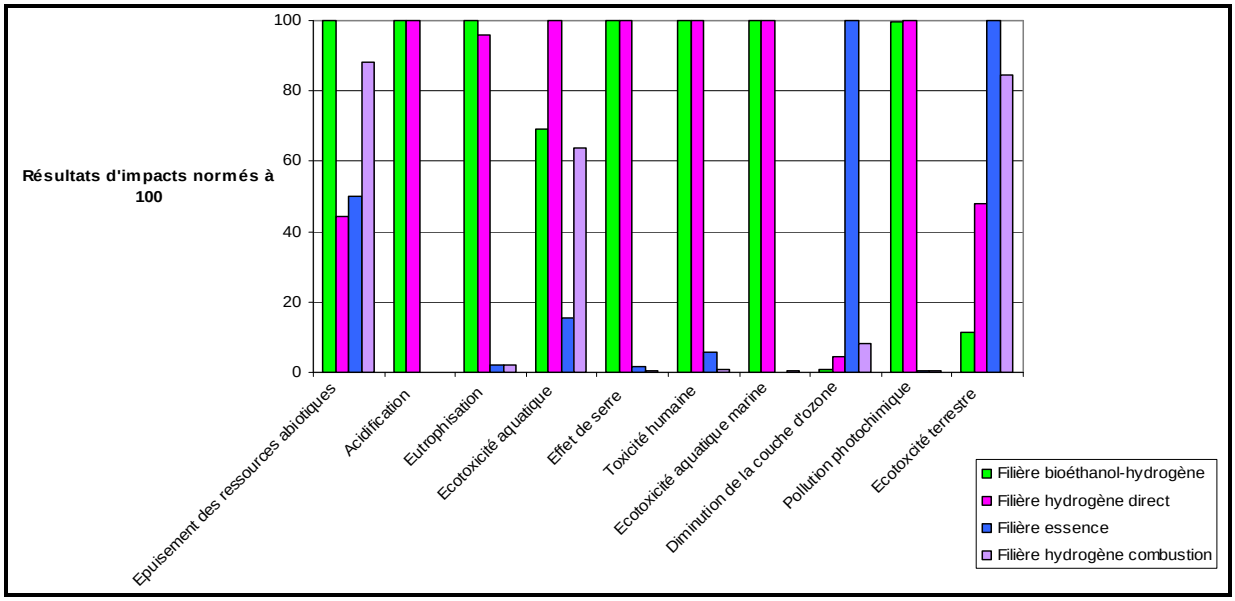


Figure 3.6 : Résultats des quatre filières selon la méthode CML 2001 inspirés du tableau 3.6

Les deux filières alternatives hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène, utilisant la technologie de la pile à combustible, contribuent majoritairement à sept impacts sur les dix évalués. Par ailleurs, les résultats d'impacts de ces deux filières sont relativement proches de telle manière qu'il nous a été impossible de trancher entre les deux. Sur ces sept impacts, les filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène se distinguent pour deux impacts : l'épuisement des ressources abiotiques et l'écotoxicité aquatique. Au regard de ces résultats, la filière hydrogène direct et la filière bioéthanol apparaissent comme les filières les plus impactantes et notamment vis à vis des résultats obtenus par la filière essence, la filière de référence. La filière essence contribue majoritairement à deux impacts sur les dix impacts évalués : la diminution de la couche d'ozone et l'écotoxicité terrestre. La filière hydrogène combustion n'est, donc, d'après le tableau 3.6 et la figure 3.6, jamais la filière la plus impactante des quatre pour aucun des impacts évalués. Nous pouvons néanmoins noter que le résultat qu'elle obtient pour l'épuisement des ressources abiotiques (30 kg eq. Sb) est relativement proche de la valeur maximale de 34 kg eq. Sb obtenue par la filière bioéthanol-hydrogène (cf. tableau 3.6). Cette filière hydrogène combustion présente également des résultats proches de ceux obtenus par la filière essence pour certaines catégories d'impacts : acidification, eutrophisation et écotoxicité terrestre.

Les catégories d'impacts identifiées comme problématiques pour les filières alternatives sont mises en perspectives par rapport aux objectifs et aux cibles des nouvelles politiques énergétiques. Les résultats sont « paradoxaux » notamment en ce qui concerne l'impact sur l'effet de serre où les deux filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène présentent des résultats nettement plus élevés que ceux de la filière essence. C'est un réel paradoxe pour ces filières dont le développement est basé sur la tentative de résolution de la problématique du réchauffement climatique. La même remarque peut être faite en ce qui concerne l'épuisement des ressources fossiles : les filières bioéthanol-hydrogène et hydrogène combustion contribuent majoritairement à cet impact, et cela, malgré l'utilisation d'hydrogène produit à partir de la biomasse. Ces mauvaises performances nous indiquent que des efforts restent encore à faire pour ces filières et nous permettent de nous interroger sur leur pertinence environnementale. En ce qui concerne l'enjeu de diminution de la pollution citadine et son impact sur la santé humaine, les filières alternatives hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène contribuent majoritairement aux impacts toxicité humaine et pollution photochimique. Il s'agit également d'un paradoxe pour ces filières qui prône une motorisation plus propre induisant potentiellement une pollution citadine moindre. Pour ces filières

émettant peu voire pas de polluants lors de l'utilisation du véhicule, nous pouvons identifier ici un transfert de pollution.

Au regard de ces résultats paradoxaux, la notion de cycle de vie prend ici tout son sens et permet de mettre en évidence des transferts de pollution entre les différentes étapes du cycle de vie de ces filières alternatives. Ces alternatives sont évaluées sur l'ensemble de leur cycle de vie et pas seulement sur la phase d'utilisation dite « propre » du véhicule. Afin de mieux comprendre les résultats si proches de ces filières et de proposer des pistes d'amélioration pertinentes, nous nous sommes intéressés aux étapes du cycle de vie et aux flux qui contribuent le plus à chacune des dix catégories d'impacts. Ces résultats sont détaillés dans la partie interprétation des résultats.

1.4 Interprétation des résultats

Cette partie permet d'affiner le traitement des résultats obtenus par l'évaluation des impacts. Les étapes et les flux apparaissant comme les plus impactants sont identifiés et des pistes d'amélioration peuvent être proposées. La cohérence des résultats obtenus par rapport aux objectifs précédemment fixés est analysée. Dans un premier temps, nous avons tenté de comprendre la similitude des résultats des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène.

1.4.1 Analyse des résultats des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène

Pour les deux filières alternatives, nous avons classé, par catégorie d'impact, les étapes par ordre croissant de contribution. Les étapes les plus impactantes de la filière hydrogène direct sont identifiées sur un écoprofil (cf. figure 3.7).

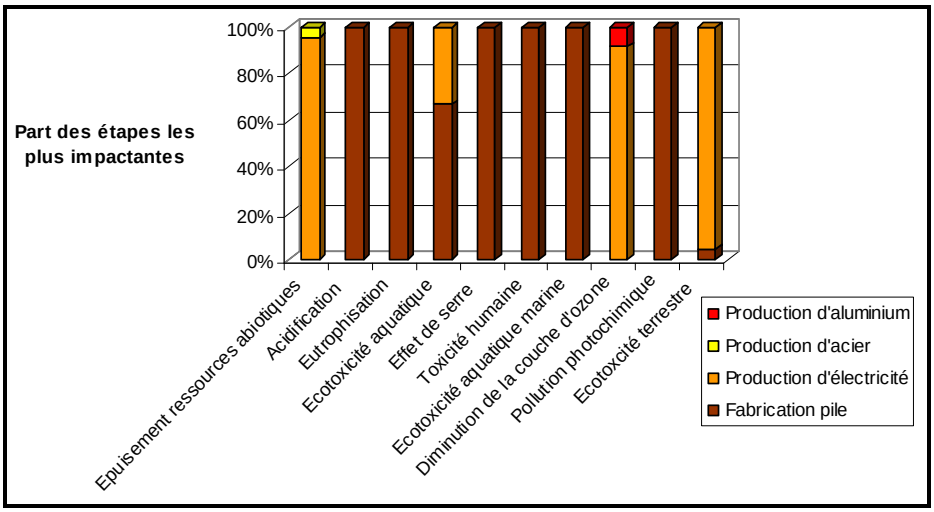


Figure 3.7 : Ecoprofil de la filière hydrogène direct selon la méthode CML 2001

La figure 3.7 identifie quatre étapes très impactantes pour la filière hydrogène direct. L'étape la plus impactante est sans conteste l'étape de fabrication de la pile qui contribue majoritairement à sept impacts sur dix. Dans une moindre mesure, la production d'électricité apparaît également impactante, cette étape contribue à quatre impacts dont une contribution majoritaire pour trois impacts : l'épuisement des ressources abiotiques, la diminution de la couche d'ozone et l'écotoxicité aquatique. Enfin, dans des taux marginaux, deux autres étapes sont identifiées : la production d'aluminium et la production d'acier, deux étapes de la fabrication du moteur électrique du véhicule.

De la même façon que pour la filière hydrogène direct, les deux étapes de la filière bioéthanol-hydrogène les plus impactantes par catégorie d'impact sont identifiées sur un écoprofil (cf. figure 3.8).

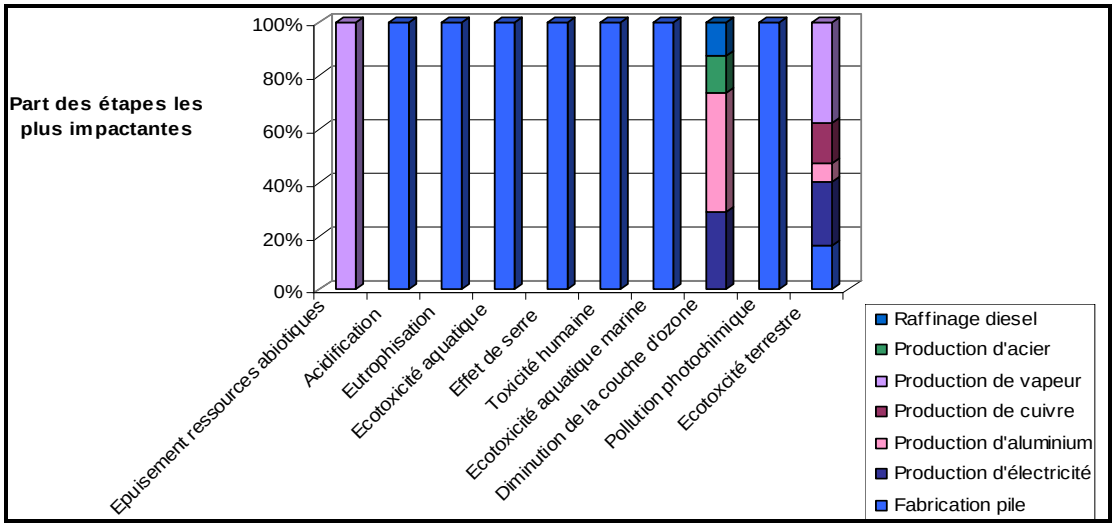


Figure 3.8 : Ecoprofil de la filière bioéthanol-hydrogène selon la méthode CML 2001

La figure 3.8 identifie sept étapes très impactantes pour la filière hydrogène direct. L'étape la plus impactante est sans conteste l'étape de fabrication de la pile qui contribue à sept impacts sur dix. Dans une moindre mesure, une autre étape est identifiée comme impactante : l'étape de production de vapeur, à partir de gaz naturel, nécessaire à la production de bioéthanol. Cette étape contribue majoritairement à l'épuisement des ressources abiotiques. Cinq autres étapes sont identifiées sur ce tableau : le raffinage du diesel, la production d'acier, la production de cuivre, la production d'aluminium et la production d'électricité. Ces étapes apparaissent pour deux impacts : la diminution de la couche d'ozone et l'écotoxicité terrestre.

Pour les deux filières alternatives, la proximité de leurs résultats pour sept catégories d'impacts s'explique par l'importante contribution de l'étape de fabrication de la pile, cette étape étant identique pour les deux filières. Afin de mieux cerner les enjeux de cette étape, nous allons examiner les flux responsables de ces sept impacts.

1.4.2 La problématique de l'étape de fabrication de la pile

Cette étape est incontestablement le point noir des deux filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène. La problématique de la fabrication de la pile a déjà été soulevée par des ACV [PEHNT, 2001] et [SORENSEN, 2004] Afin de mieux appréhender l'impact de cette étape, nous avons examiné pour les catégories d'impacts concernées, les flux les plus impactants de cette étape (cf. figure 3.9).

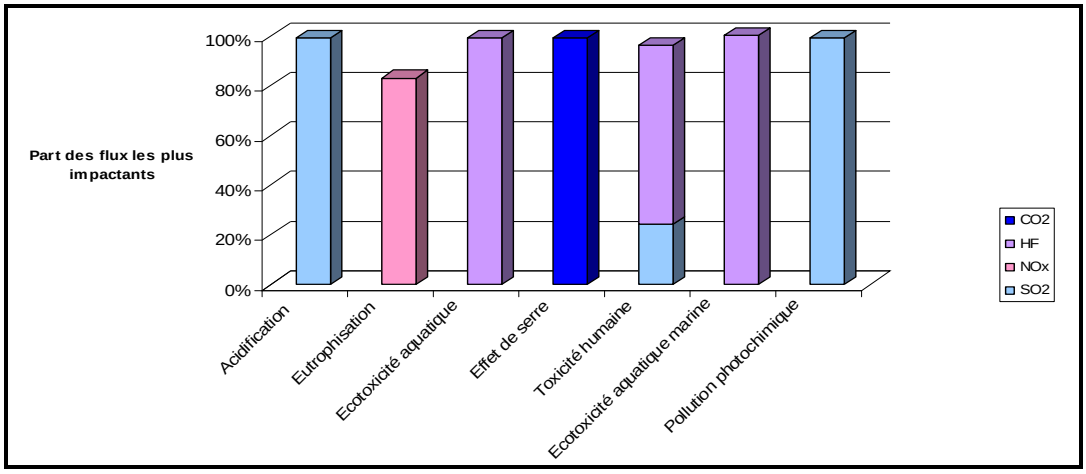


Figure 3.9 : Flux les plus impactants de l'étape de fabrication de la pile

Quatre flux sont identifiés pour l'étape de fabrication de la pile : le dioxyde de carbone, le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote et le fluorure d'hydrogène. Les flux les plus impactants sont le fluorure d'hydrogène et le dioxyde de soufre. Pour diminuer l'impact de cette étape de fabrication de la pile, il faut contrôler voire diminuer ces flux en intervenant sur les processus concernés. Cependant, les données utilisées pour l'inventaire de cette étape de fabrication sont issues d'un article où les données étaient plus ou moins agrégées [KARAKOUSSIS, 2000]. Il nous a seulement été possible de remonter aux étapes principales de fabrication d'où proviennent ces flux. Ils concernent la fabrication de l'assemblage membrane/électrode (extraction et production du platine et du ruthénium) et la fabrication de la membrane en Nafion. Ces deux processus ont également été identifiés comme responsables des mauvaises performances environnementales des filières hydrogène par [PEHNT, 2001] et [SORENSEN, 2004]. Cette identification ne nous permet pas néanmoins de proposer des pistes d'amélioration précises. Par ailleurs, il est important de noter que la durée de vie de la pile n'a pu être déterminée et que nous lui avons attribué par défaut une durée de vie de 15 ans. Cette durée de vie est évidemment majorée et au regard des impacts auxquels contribuent cette étape, il semble inutile de faire varier cette durée de vie pour une durée inférieure à 15 ans.

Au regard de ces résultats, du manque de données pour la fabrication du moteur électrique et de la fiabilité des données de l'étape de fabrication de la pile, il nous semble prudent d'examiner les résultats des quatre filières sans l'étape de fabrication du système de « motorisation », cette étape occultant, de manière trop importante, les résultats d'impacts des

autres étapes. Il est évident que les résultats obtenus par cette première ACV sont les résultats à retenir afin de sélectionner et d'améliorer les filières énergétiques.

1.4.3 Analyse des résultats d'impacts des quatre filières sans l'étape de fabrication du système de « motorisation »

Au regard de l'importante contribution de l'étape de fabrication de la pile à combustible, nous avons choisi d'examiner les résultats d'impacts des quatre filières sans prendre en compte l'étape de fabrication du système de « motorisation » pour chacune des quatre filières. Nous mènerons d'abord une analyse générale des résultats des quatre filières, puis nous nous pencherons plus précisément sur l'examen des résultats des trois filières alternatives.

1.4.3.1 Les résultats d'impacts des quatre filières

Pour les filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène, les étapes de fabrication de la pile à combustible et du moteur électrique sont éliminées et pour les filières essence et hydrogène combustion, l'étape de fabrication du moteur à combustion interne est éliminée (cf. tableau 3.12). Les cases grisées identifient les scores les plus forts donc les plus néfastes pour l'environnement et les cases bleutées identifient les scores « nettement » les plus faibles. De la même façon que pour les tableaux 3.6 et 3.7, nous avons choisi, dans un premier temps, de ne griser que les cases présentant les scores les plus fort au regard de notre difficulté de détermination d'un seuil de significativité des résultats par méconnaissance des incertitudes des données récoltées. Une seule case est grisée pour chaque catégorie d'impact. Dans un deuxième temps, la significativité de l'écart entre les différentes valeurs sera discutée.

Tableau 3.12 : Résultats des trois filières selon la méthode CML 2001 sans l'étape de fabrication du système de « motorisation »

	Filière bioéthanol-hydrogène	**Filière hydrogène direct**	**Filière essence**	**Filière hydrogène combustion**
Epuisement des ressources abiotiques	33	13	14	27
Acidification	51	18	68	76
Eutrophisation	22	1,5	11	10
Ecotoxicité aquatique	4	68	32	133
Effet de serre	4012	3366	29268	6613
Toxicité humaine	126	349	6690	753
Ecotoxicité aquatique marine	$1,32.10^{+5}$	$2,17.10^{+6}$	$2,98.10^{+5}$	$4,26.10^{+6}$
Diminution de la couche d'ozone	$3,98.10^{-5}$	$3,93.10^{-4}$	$1,04.10^{-2}$	$8,52.10^{-4}$
Pollution photochimique	2	39	33	66
Ecotoxicité terrestre	0,4	2,2	5,2	4,4

Une visualisation graphique des résultats est également proposée (cf. figure 3.10).

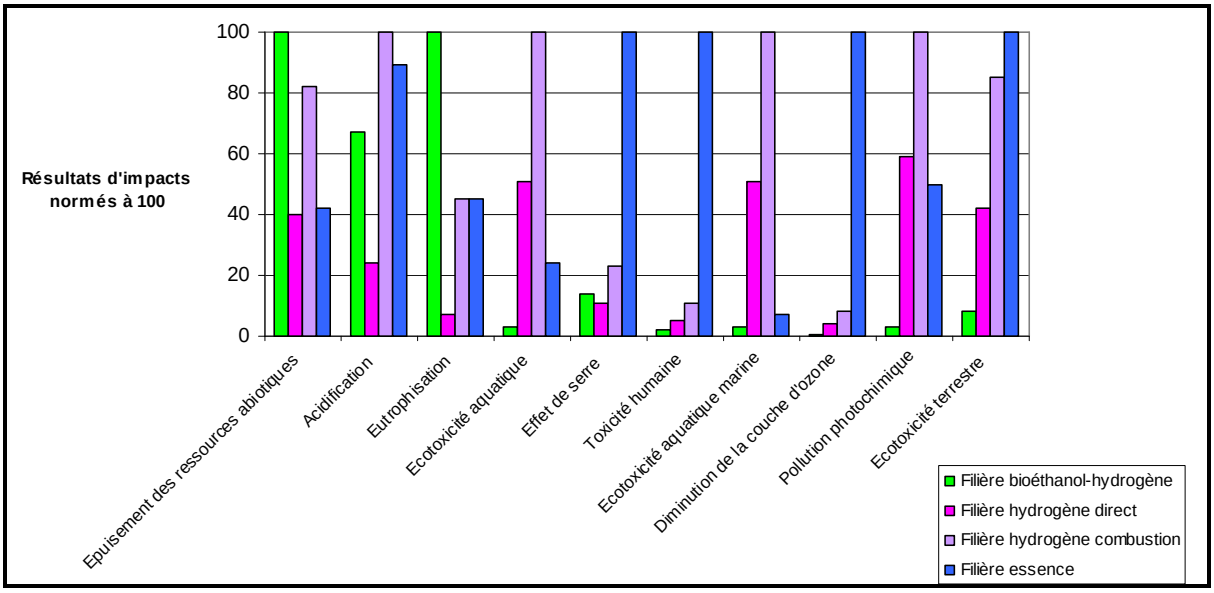


Figure 3.10 : Résultats des quatre filières selon la méthode CML 2001 sans l'étape de fabrication du système de « motorisation » inspirés du tableau 3.12

Les résultats présentés dans le tableau 3.12 et la figure 3.10 sont très différents des résultats présentés dans le tableau 3.6 et la figure 3.6. Les filières bioéthanol-hydrogène et hydrogène direct n'apparaissent plus comme les filières les plus impactantes. Ce tableau met donc en évidence l'importante contribution de l'étape de fabrication de la pile. Cette étape apparaît donc clairement comme le point noir et par conséquent le point clé du développement

des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène. Ces deux filières alternatives présentent un certain nombre de cases bleutées correspondant aux valeurs « nettement » plus faibles et sont donc les filières les moins impactantes pour ces catégories d'impacts. La filière bioéthanol-hydrogène contribue majoritairement à deux impacts : l'épuisement des ressources abiotiques et l'eutrophisation et présente les meilleures performances pour sept catégories d'impacts. La filière hydrogène direct ne contribue majoritairement à aucun impact et présente les meilleures performances pour trois catégories d'impacts. Il est difficile dès lors de trancher entre ces deux filières. La filière essence et la filière hydrogène combustion contribuent, majoritairement, chacune à quatre impacts. Cependant au regard de la proximité des résultats d'impacts pour l'épuisement des ressources, l'acidification, l'eutrophisation, l'écotoxicité aquatique, la pollution photochimique et l'écotoxicité terrestre, il est difficile de trancher en termes d'identification de la filière la plus impactante au regard de la méconnaissance de l'ordre de grandeur des incertitudes. Dès lors, nous pouvons avancer que deux filières contribuent, « assez nettement », majoritairement à des catégories d'impacts :

- la filière essence pour l'effet de serre, la toxicité humaine et la diminution de la couche d'ozone ;
- la filière hydrogène combustion pour l'écotoxicité marine.

Nous pouvons également avancer que les deux filières alternatives hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène présentent des résultats d'impacts « nettement » les plus faibles :

- la filière bioéthanol-hydrogène pour l'écotoxicité d'eau douce, la diminution de la couche d'ozone, la pollution photochimique, l'écotoxicité terrestre ;
- la filière hydrogène direct pour l'eutrophisation.

Ces résultats sont, alors, examinés au regard des enjeux des actuelles politiques énergétiques que sont l'épuisement des ressources fossiles, l'augmentation de l'effet de serre et la pollution citadine. L'examen du tableau 3.6 révélait des résultats « paradoxaux » pour les filières alternatives par rapport à ces enjeux. Le tableau 3.12 met en évidence, tout d'abord, l'impossibilité de trancher entre les différentes filières pour l'épuisement des ressources abiotiques, les filières alternatives contribuent donc quasiment de la même façon que la filière essence à cette catégorie d'impact. En ce qui concerne, l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre, c'est la filière essence qui contribue majoritairement à cet impact. En termes de pollution citadine, nous examinons les impacts toxicité humaine et pollution photochimique. Pour la toxicité humaine, la filière la plus impactante est « nettement » la filière essence. Pour la pollution photochimique, la filière la plus impactante est « nettement » la filière hydrogène

combustion. Les résultats de ce tableau au regard des enjeux actuels semblent moins « paradoxaux » du fait de la forte contribution de la filière essence pour certains des impacts ciblés par les politiques énergétiques actuelles.

Ce premier examen des quatre filières, sans prendre en compte l'étape de fabrication du système de « motorisation », met en lumière les bons comportements des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène. L'autre filière alternative qui est la filière hydrogène combustion présente des résultats moins prometteurs. Pour tenter de comprendre ces résultats, nous avons choisi d'examiner plus précisément ces trois filières alternatives.

1.4.3.2 Comparaison des filières bioéthanol-hydrogène, hydrogène direct et combustion

La filière hydrogène combustion est, au regard des résultats du tableau 3.12, la moins prometteuse des trois filières alternatives de notre étude et comptabilise autant d'impacts que la filière essence, soit quatre impacts. Afin de mieux appréhender l'ampleur de ces mauvaises performances environnementales, nous comparons les résultats d'impacts des trois filières alternatives (cf. figure 3.11).

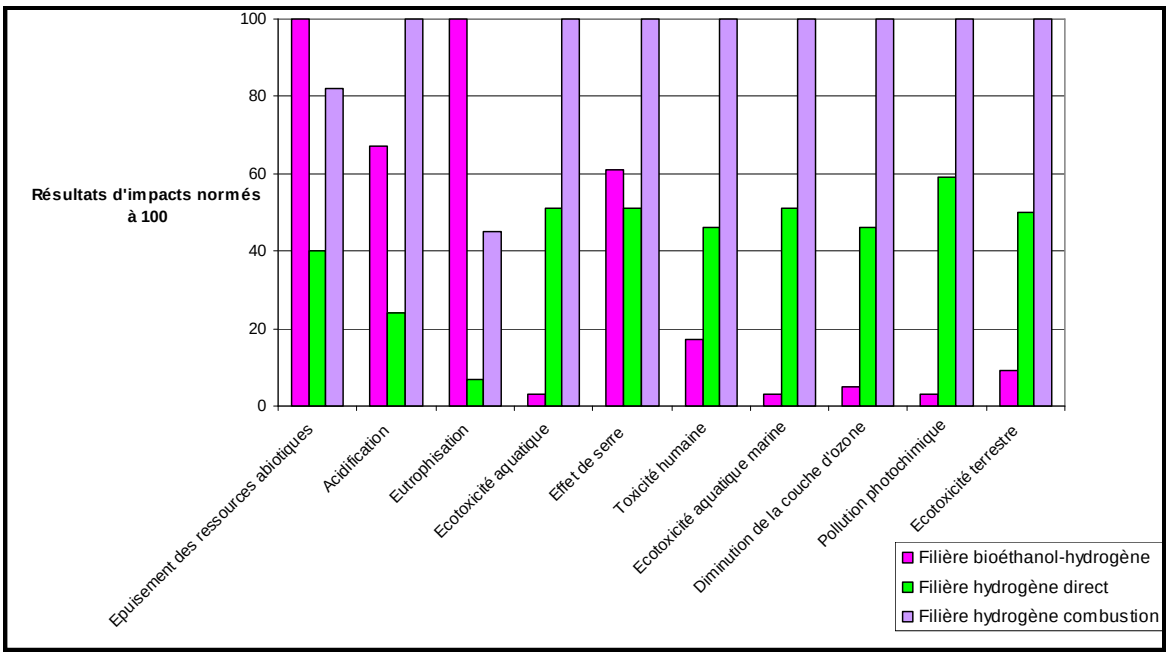


Figure 3.11 : Résultats des trois filières alternative selon la méthode CML 2001 inspirés du tableau 3.12

Au regard de la figure 3.11, des trois filières alternatives étudiées la filière hydrogène combustion est la plus impactante en contribuant majoritairement à huit impacts sur dix. Pour

mieux comprendre les causes de ces résultats, nous examinons les étapes les plus impactantes de cette filière pour les huit catégories d'impacts concernées et pour l'épuisement des ressources abiotiques dont le résultat est proche de celui de la filière bioéthanol-hydrogène (cf. figure 3.12).

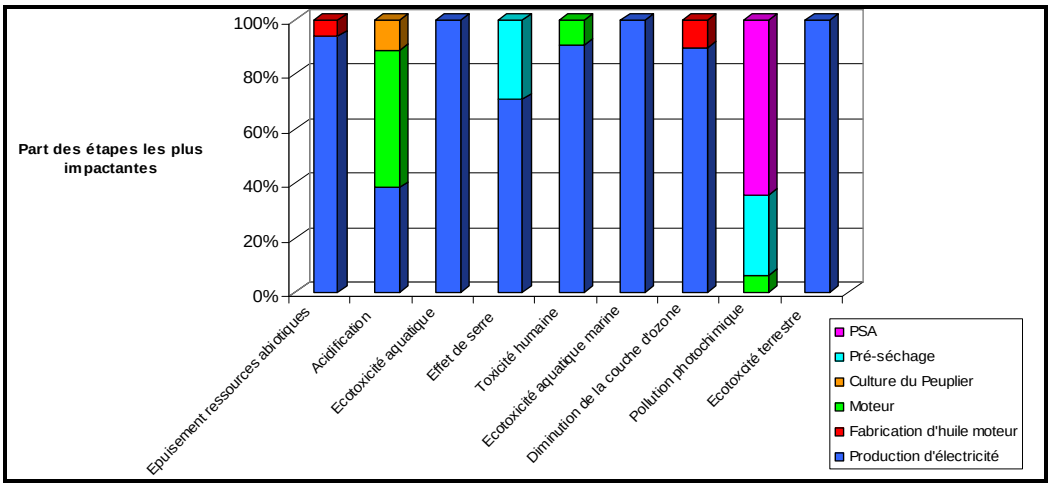


Figure 3.12 : Etapes les plus impactantes de la filière hydrogène combustion pour neuf catégories d'impacts

Au regard de la figure 3.12 une étape contribue majoritairement à sept impacts sur neuf considérés. Cette étape est la production d'électricité pour la production d'hydrogène gazeux. D'autres étapes apparaissent également comme impactantes :

- le moteur à combustion interne lors de son utilisation pour l'acidification, la toxicité humaine et la pollution photochimique ;
- l'étape de pré-séchage de la biomasse lors de la production de charbon actif pour l'effet de serre et la pollution photochimique ;
- la fabrication d'huile moteur pour le bon fonctionnement du moteur à combustion de la voiture pour l'épuisement des ressources abiotiques et la diminution de la couche d'ozone ;
- la culture du peuplier pour l'acidification ;
- le PSA pour la pollution photochimique.

Il est important de rappeler que le cycle de vie de la filière hydrogène combustion est en partie similaire au cycle de vie de la filière hydrogène direct. Cette similitude s'étend jusqu'à l'étape de désorption de l'hydrogène dans le véhicule. Après cette désorption, l'utilisation de l'hydrogène est différente entre les deux filières. Nous pouvons alors nous questionner sur l'écart des résultats de ces deux filières au regard des différentes étapes identifiées comme les

plus impactantes, ces étapes étant en majorité communes aux deux filières. Cet écart se justifie au regard de la quantité différente d'hydrogène requise entre les deux filières :

- pour la filière hydrogène direct, la quantité totale d'hydrogène requise est de 1515 kg;
- pour la filière hydrogène combustion, la quantité totale d'hydrogène requise est de 2903 kg.

La quantité d'hydrogène est donc pratiquement doublée pour la filière hydrogène combustion, nous rappelons que ces deux filières font appel à des technologies différentes de conversion de l'énergie : la filière hydrogène direct utilise une pile à combustible tandis que la filière hydrogène combustion utilise un moteur à combustion interne. La pile à combustible présente un rendement énergétique proche des 50% (cf. Chapitre 1, tableau 1.4) et le moteur à combustion interne présente un rendement d'environ 25%. La quantité d'hydrogène requise pour parcourir 150000 km est donc différente entre les deux voies de conversion énergétique. Cela est visible sur le tableau 3.12 pour les impacts où c'est une étape commune aux deux filières qui est la plus impactante (cf. figure 3.12). Cette relation est d'autant plus visible avec la non prise en compte de l'étape de fabrication de la pile, uniquement présente dans le cycle de vie de la filière hydrogène direct, qui occultait les résultats.

Par ailleurs, parmi ces différentes étapes, il semble pertinent de s'intéresser plus particulièrement à l'étape d'utilisation du moteur à combustion interne lors du fonctionnement du véhicule. Cette étape est une étape mobile et présente des émissions polluantes. Cette étape contribue particulièrement aux impacts : acidification, pollution photochimique et toxicité humaine. Ces deux derniers impacts sont des cibles particulières pour les actuelles politiques énergétiques. Cette filière ne semble, donc, pas présenter les atouts prometteurs d'une filière alternative dans un contexte de crise environnementale au regard de sa forte contribution aux impacts ciblés par les politiques tels que l'épuisement des ressources fossiles, l'augmentation de l'effet de serre et la pollution citadine. Nous nous intéresserons donc plus précisément aux deux filières hydrogène développées par le GEM : la filière bioéthanol-hydrogène et la filière hydrogène direct, sans l'étape de fabrication de la pile et du moteur électrique.

1.4.3.3 Comparaison des filières bioéthanol-hydrogène et hydrogène direct

Ces deux filières apparaissent comme les deux alternatives les plus prometteuses au regard des résultats de la figure 3.11 et sont les deux filières étudiées par le GEM. Nous avons donc comparé les résultats d'impacts de ces deux filières alternatives sans la fabrication de la pile et du moteur électrique (cf. tableau 3.13). L'impact majoritaire de la fabrication de la pile n'occultant plus les résultats, nous avons tenté de déterminer la filière la plus impactante en termes d'alternative énergétique utilisant la technologie de la pile à combustible.

Tableau 3.13 : Résultats des deux filières alternatives utilisant la technologie de la pile à combustible selon la méthode CML 2001 sans l'étape de fabrication du système de « motorisation » (unités identiques au tableau 3.6)

	Filière bioéthanol-hydrogène	**Filière hydrogène direct**	**Ecarts**
Epuisement des ressources abiotiques	33	13	61%
Acidification	51	18	65%
Eutrophisation	22	1,5	93%
Ecotoxicité aquatique	4	68	94%
Effet de serre	4012	3366	**16%**
Toxicité humaine	126	349	64%
Ecotoxicité aquatique marine	$1{,}32.10^{+5}$	$2{,}17.10^{+6}$	94%
Diminution de la couche d'ozone	$3{,}98.10^{-5}$	$3{,}93.10^{-4}$	90%
Pollution photochimique (SMOG)	2	39	95%
Ecotoxicité terrestre	0,4	2,2	82%

Le tableau 3.13 présente les résultats des deux filières alternatives et leurs écarts. Ces écarts exprimés en pourcentage et sont calculés de la façon suivante :

[(valeur la plus forte – valeur la plus faible) / valeur la plus forte] x 100

Une visualisation graphique des résultats est également proposée (cf. figure 3.13).

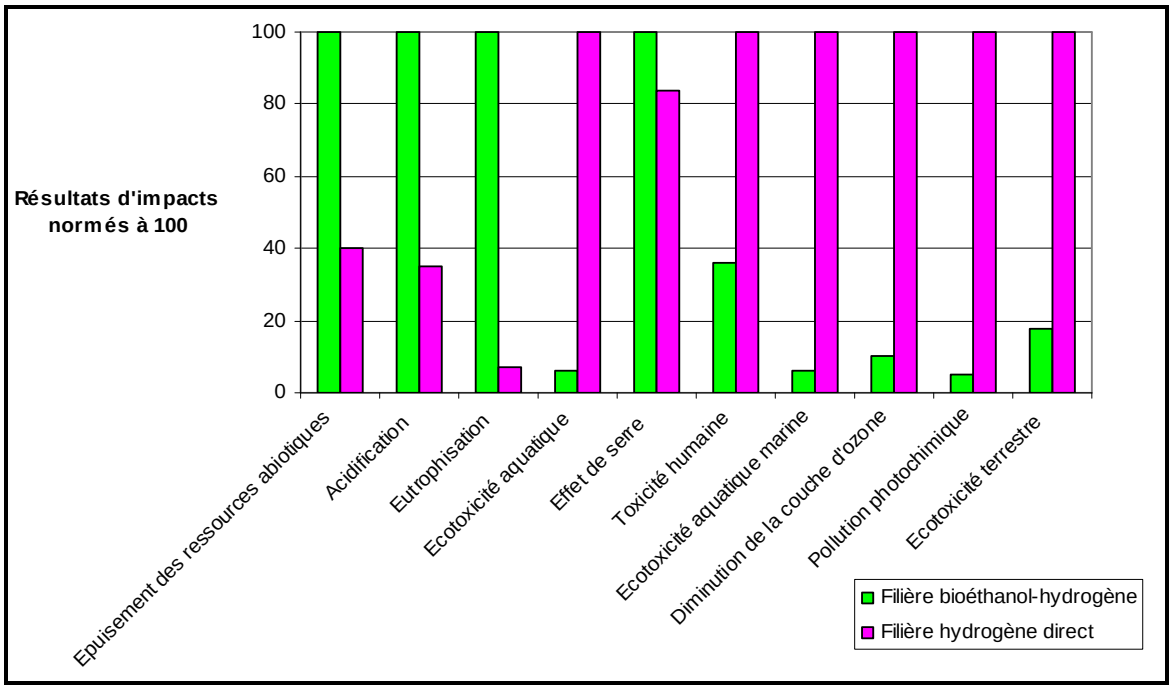


Figure 3.13 : Résultats des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène selon la méthode CML 2001 inspirés du tableau 3.13

Le tableau 3.13 et la figure 3.13 présente les résultats d'impacts des filières bioéthanol-hydogène et hydrogène direct sans l'étape de fabrication du système de « motorisation » et l'écart pour chaque catégorie d'impacts des résultats des deux filières. Ce tableau montre que la filière hydrogène direct contribue majoritairement à six impacts sur dix contre quatre pour la filière bioéthanol-hydrogène. Cependant, au regard des enjeux des politiques énergétiques actuelles, la filière bioéthanol-hydrogène contribue majoritairement à l'épuisement des ressources abiotiques. Pour l'impact sur l'effet de serre, l'écart entre les deux filières est relativement faible (16%). Il s'avère donc difficile de trancher entre ces deux filières en ce qui concerne cet impact. La filière hydrogène direct contribue alors à sept impacts sur dix et apparaît plus impactante que la filière bioéthanol-hydrogène avec quatre impacts sur dix. En ce qui concerne la pollution citadine évaluée à travers les impacts toxicité humaine et pollution photochimique, la filière hydrogène direct apparaît nettement la plus impactante.

Il semble judicieux alors, pour mieux appréhender la contribution de la filière bioéthanol-hydrogène à l'épuisement des ressources fossiles et à l'effet de serre et la contribution de la filière hydrogène direct à la toxicité humaine et à la pollution photochimique, de déterminer les étapes les plus impactantes. Cette identification des étapes

les plus impactantes est d'abord réalisée pour la filière bioéthanol-hydrogène (cf. tableau 3.14).

Tableau 3.14 : Identification des étapes les plus impactantes pour la filière bioéthanol-hydrogène pour deux catégories d'impacts

	Filière bioéthanol-hydrogène	
Catégories d'impacts	**1ère étape la plus impactante**	**2ème étape la plus impactante**
Epuisement des ressources abiotiques	Production de vapeur (96%)	Production d'électricité (2%)
Effet de serre	Production de vapeur (95%)	Production d'électricité (3%)

Le tableau 3.14 identifie deux étapes apparaissant comme les plus impactantes pour ces deux impacts : la production de vapeur et de manière moindre la production d'électricité. Pour ces deux étapes, nous identifions les flux responsables de ces fortes contributions (cf. figures 3.14 et 3.15).

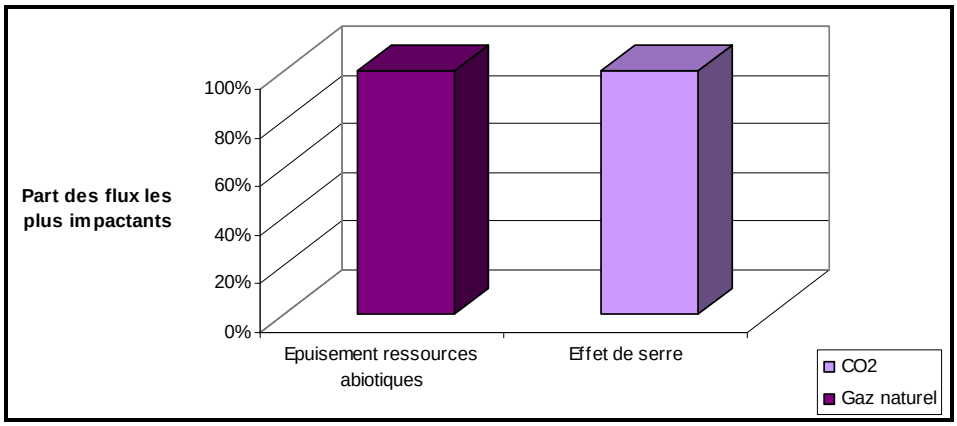


Figure 3.14 : Flux les plus impactants de l'étape de production de vapeur de la filière bioéthanol-hydrogène pour deux impacts

Pour l'étape de production de vapeur, un flux impactant est identifié pour l'épuisement des ressources abiotiques : le gaz naturel et un pour l'effet de serre : le CO_2.

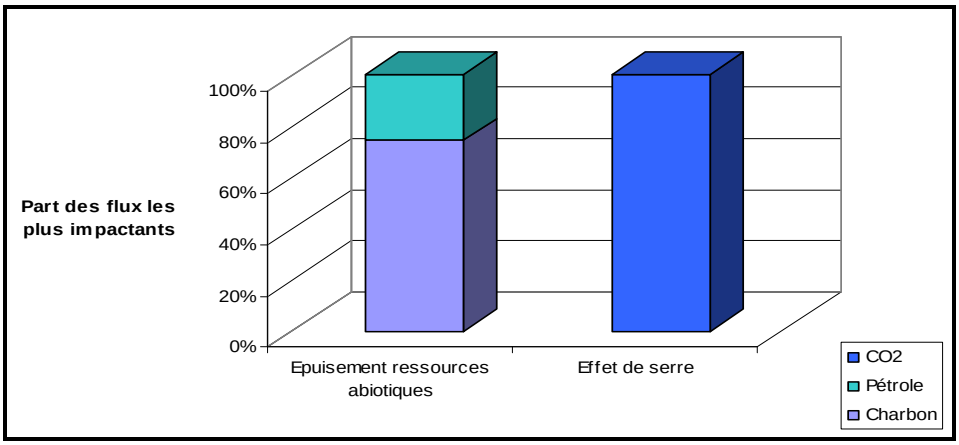


Figure 3.15 : Flux les plus impactants de l'étape de production de l'électricité de la filière bioéthanol-hydrogène pour deux impacts

Pour l'étape de production d'électricité, deux flux sont identifiés pour l'impact épuisement des ressources abiotiques : le pétrole et le charbon et un flux pour l'effet de serre : le CO_2.

La même mise en perspective est réalisée pour les impacts de la filière hydrogène direct. Cette dernière contribue principalement à la pollution citadine, modélisée par les impacts toxicité humaine et pollution photochimique (cf. tableau 3.15). Ces deux types de pollution sont également des cibles des politiques énergétiques.

Tableau 3.15 : Identification des étapes les plus impactantes pour la filière hydrogène direct pour deux catégories d'impacts

	Filière hydrogène direct	
Catégories d'impacts	**1ère étape la plus impactante**	**2ème étape la plus impactante**
Toxicité humaine	Production d'électricité (97%)	-
Pollution photochimique	PSA (72%)	Pré-sécheur (24%)

Le tableau 3.15 identifie trois étapes apparaissant comme les plus impactantes pour ces deux impacts : la production d'électricité pour la toxicité humaine, le PSA et le pré-sécheur pour la pollution photochimique. Pour ces trois étapes, nous identifions les flux responsables de ces fortes contributions (cf. figures 3.16 et 3.17).

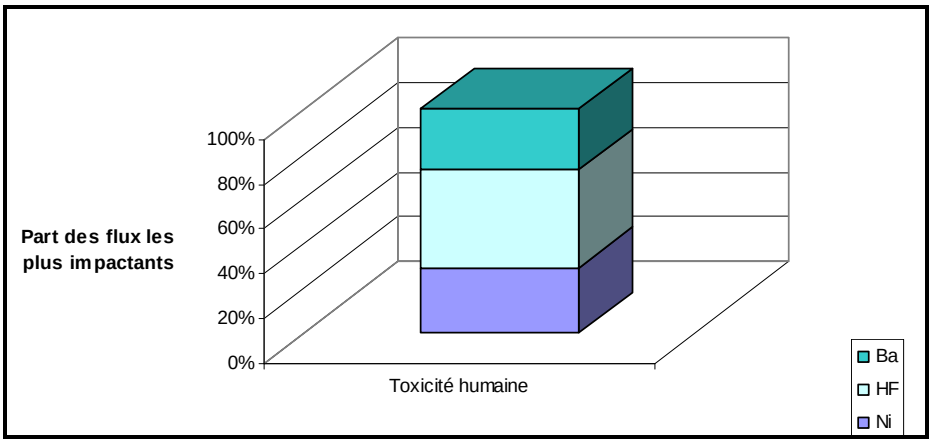


Figure 3.16 : Flux les plus impactants de l'étape de production d'électricité de la filière hydrogène direct pour l'impact toxicité humaine

Pour l'étape de production d'électricité, trois flux impactants sont identifiés pour l'impact toxicité humaine : le baryum, le fluorure d'hydrogène et le nickel.

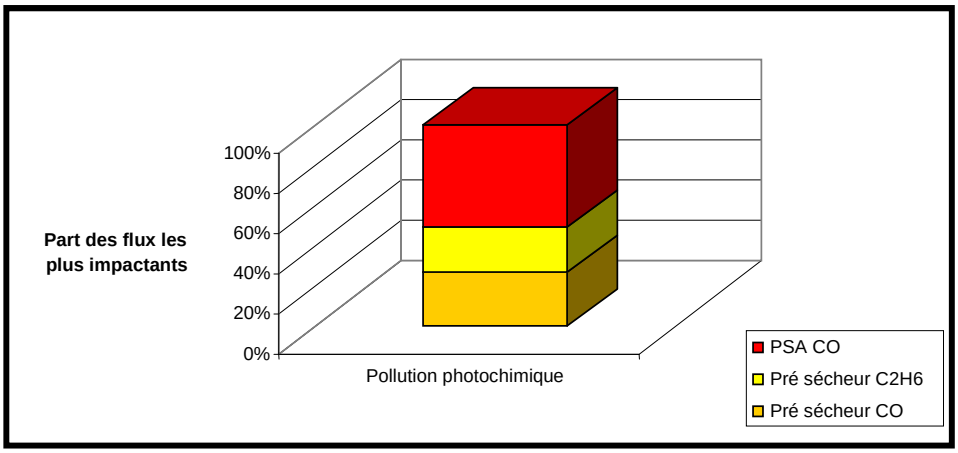


Figure 3.17 : Flux les plus impactants des étapes de pré-séchage et du PSA de la filière hydrogène direct pour l'impact pollution photochimique

Pour l'étape de PSA, un flux impactant est identifié pour l'impact pollution photochimique : le monoxyde de carbone. Pour l'étape de pré-séchage de la biomasse, deux flux impactants sont identifiés pour ce même impact : l'éthane et le monoxyde de carbone.

Au regard de ces résultats d'impacts pour les deux filières étudiées par le GEM, nous avons identifié pour chaque catégorie d'impacts, les filières et les étapes les plus impactantes. Cependant, les étapes apparaissant comme les plus impactantes au regard des enjeux des actuelles politiques énergétiques ne sont pas, pour la plupart, maîtrisées ou maîtrisables par le GEM telles que la production d'électricité et la production de vapeur, l'utilisation de la

vapeur étant liée à la production de bioéthanol que le GEM ne maîtrise pas. Le GEM ne peut, donc, pas directement intervenir sur les flux les plus impactants de ces étapes et ne peut que tenter de réduire la consommation d'électricité de ces procédés. Nous pouvons, toutefois, mentionner l'existence d'un procédé de production de vapeur à partir des sous-produits de la betterave réalisé par la société FINAXO ENVIRONNEMENT (France). Afin de proposer des pistes d'amélioration au GEM pour ces deux filières, nous examinons les résultats d'impacts des étapes maîtrisées par le GEM.

1.4.3.4 Des pistes d'écoconception pour le GEM

Il semble difficile au GEM d'agir sur des étapes qu'il ne peut pas maîtriser. Il peut cependant agir sur le poste de la consommation énergétique en diminuant sa consommation ou en utilisant des sources énergétiques moins polluantes que l'on peut produire sur le site industriel telles que l'éolien ou le photovoltaïque. La production sur site d'énergies renouvelables suppose, néanmoins, des investissements financiers conséquents. C'est pourquoi, nous avons choisi d'examiner les impacts auxquels contribuent les étapes maîtrisées par le GEM ou liées aux choix stratégiques de développement des procédés du GEM pour les deux filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène.

La filière hydrogène direct

Pour la filière hydrogène direct, les étapes maîtrisées par le GEM sont :

- la production d'hydrogène par gazéification de la biomasse ;
- la purification du gaz de synthèse obtenu par PSA ;
- le stockage de l'hydrogène pur adsorbé sur du charbon actif ;
- l'utilisation de la pile à combustible PEMFC.

Le choix de développement de ces procédés par le GEM induit des étapes du cycle de vie liées à la réalisation des ces procédés telles que :

- le choix de la biomasse et sa culture pour le procédé de gazéification ;
- le choix du matériau de stockage de l'hydrogène et sa fabrication.

Nous avons donc examiné, pour ces étapes, les résultats d'impacts obtenus (cf. tableau 3.16). Nous avons choisi de ne pas prendre en compte la production d'électricité liée aux procédés GEM, cette étape ayant été largement étudiée et l'amélioration de ses impacts étant

uniquement basée sur l'amélioration des rendements énergétiques des procédés concernés ou le recours à des énergies renouvelables produites sur le site industriel.

Tableau 3.16 : Contribution des étapes maîtrisées ou liées au GEM pour la filière hydrogène direct pour différentes catégories d'impacts

	Culture du peuplier	**Traitement des effluents lors de la production de charbon actif**	**Pré-séchage de la biomasse pour la fabrication de charbon actif**	**PSA**
Acidification	19%			
Eutrophisation	42%	2%		
Effet de serre			29%	
Toxicité humaine		2%		
Pollution photochimique	0,4%		24%	73%

Nous avons identifié, grâce au logiciel GaBi 4, seulement quatre étapes impactantes, parmi celles énumérées plus haut, qui ne contribuent qu'à cinq impacts. Ces étapes et ces impacts sont présentés dans le tableau 3.16. Une seule de ces étapes est maîtrisée par le GEM : il s'agit du PSA qui contribue, lors de sa phase d'utilisation, à un seul impact : la pollution photochimique à 73%. Les autres étapes sont liées aux procédés du GEM. La culture du peuplier apparaît comme l'étape la plus impactante en contribuant fortement à deux impacts : l'acidification et l'eutrophisation, et de manière moindre à la pollution photochimique. Le pré-séchage apparaît également impactant en contribuant fortement à deux impacts : l'effet de serre et la pollution photochimique. De manière plus faible, le traitement des effluents lors de la fabrication de charbon actif contribue à l'effet de serre et à la toxicité humaine.

Les procédés du GEM n'apparaissent donc pas comme les plus impactants sauf le PSA mais induisent des impacts lors de la réalisation d'étapes du cycle de vie liées à ces procédés et essentiellement la culture du peuplier et le pré-séchage de la biomasse pour la fabrication de charbon actif. Ces étapes n'étant pas directement maîtrisées par le GEM, nous n'étudierons pas les flux responsables de ces fortes contributions. En effet, l'étude de ces flux n'apparaît pas utile pour proposer des actions correctrices au GEM. Par ailleurs, l'étape de culture du peuplier ne présente, comme seuls flux sortants, que les émissions des engins agricoles. Nous proposons, donc, plutôt de réfléchir au lien de ces étapes aux procédés du GEM et à la proposition d'alternative à ces étapes. Pour la culture du peuplier, nous proposons d'étudier la culture d'une autre essence de bois cultivable en taillis courte rotation (TCR) telle que le saule ou l'eucalyptus, deux essences notamment cultivées en TCR en France. Ces essences

nécessiteront peut-être moins de mécanisation. Pour l'étape de pré-séchage, le GEM ne peut pas non plus agir directement. Nous pouvons proposer de réfléchir à un autre matériau adsorbant tel que les hydrures et les zéolithes, ou à un autre mode de stockage tel que la liquéfaction et la compression (cf. Chapitre 1, § 1.2.4). Ces matériaux et ces modes de stockage devront faire l'objet d'une ACV afin de quantifier les éventuelles améliorations environnementales.

En ce qui concerne le PSA, il a déjà été étudié dans ce mémoire et le flux responsable de sa forte contribution à la pollution photochimique est le CO. Peu d'actions d'améliorations semblent envisageables mis à part le piégeage du CO.

La filière bioéthanol-hydrogène

Pour la filière bioéthanol-hydrogène, les étapes maîtrisées par le GEM sont :

- la production d'hydrogène par reformage du bioéthanol ;
- l'utilisation de la pile à combustible PEMFC.

Le choix de développement de ces procédés par le GEM induit des étapes du cycle de vie liées à la réalisation des ces procédés. Pour cette filière, une seule étape est liée à la réalisation des procédés GEM : la production de bioéthanol.

Nous avons donc examiné, pour ces étapes, les résultats d'impacts (cf. tableau 3.17). De la même façon que pour la filière hydrogène direct, nous avons choisi de ne pas prendre en compte la production d'électricité liée aux procédés GEM, cette étape ayant été largement étudiée et l'amélioration de ses impacts étant uniquement basée sur l'amélioration des rendements énergétiques des procédés concernés ou le recours à des énergies renouvelables produites sur le site industriel.

Tableau 3.17 : Contribution des étapes maîtrisées ou liées au GEM pour la filière bioéthanol-hydrogène pour différentes catégories d'impacts

	Production de bioéthanol	**Culture betterave**
Epuisement des ressources abiotiques	99%	
Acidification	26%	73%
Eutrophisation	69%	31%
Ecotoxicité aquatique	99%	
Effet de serre	99%	
Toxicité humaine	49%	50%
Ecotoxicité aquatique marine	99%	
Diminution de la couche d'ozone	75%	
Pollution photochimique	38%	60%
Ecotoxicité terrestre	99%	

Seules les étapes de production de bioéthanol et de culture de la betterave pour cette production présentent des contributions aux différentes catégories d'impacts. Le tableau 3.17 présente les résultats d'impacts de ces deux étapes. La production de bioéthanol contribue fortement à la totalité des impacts évalués. La culture de la betterave, que nous avons différenciée de l'étape de production de bioéthanol, contribue à quatre impacts de manière assez forte. Nous ne jugeons pas utile d'identifier les flux responsables de ces contributions au regard de la non maîtrise de ces procédés par le GEM. Il convient plutôt de réfléchir à des alternatives à ces procédés. Le type de biomasse utilisée étant lié au procédé de production de l'éthanol, il convient alors de réfléchir à un autre type de biomasse.

Différents substrats permettent actuellement de produire de l'éthanol avec des procédés industriels ou pilotes tels que la biomasse lignocellulosique [DOUAUD et GRUSON, 2006] et [OGIER et al, 1999]. L'utilisation de cette biomasse permettrait de fournir à grande échelle de l'éthanol étant donné la diversité de ses substrats : les substrats ligneux (feuillus et résineux), les sous-produits de l'agriculture (paille) ou les déchets lignocellulosiques issus des industries agroalimentaires ou papetières [OGIER et al, 1999]. De plus, les surfaces utilisées ne rentrent pas en compétition avec les surfaces destinées à l'usage alimentaire comme la betterave ou le blé. Mais il subsiste encore différents verrous technico-économiques au niveau de ce procédé, comme par exemple la fermentation alcoolique des pentoses ou les coûts liés à la forte consommation d'enzymes [OGIER et al, 1999]. C'est pourquoi, nous écartons, pour l'instant cette filière de nos propositions d'amélioration. Nous nous sommes, alors, intéressés aux cultures dédiées à cette production d'éthanol en France. Deux voies de production se distinguent : la culture du blé et la culture de betterave [OGIER et al, 1999]. Nous avons, alors, décidé de comparer ces deux cultures (cf. tableau 3.18).

Tableau 3.18 : Comparaison entre la culture du blé et la culture de la betterave sucrière [OGIER et al, 1999]

	Culture du blé	**Culture de la betterave sucrière**
Rendement	9 t/ha	66,24 t/ha
mobilisation énergétique non renouvelable	16500 MJ/ha	16900 MJ/ha
Productivité d'éthanol	2,55 t/ha	5,78 t/ha
Performance énergétique par surface	8,1 MJ/m²	10,83 MJ/m²
Energie restituée/Energie non renouvelable mobilisée	2,05	2,05
Indicateur effet de serre par MJ*	34,4 g eq.CO_2/MJ	33,6 g eq.CO_2/MJ
Indicateur effet de serre par kg*	922 g eq.CO_2/kg	902 g eq.CO_2/kg
Contribution effet de serre émissions CO_2*	80%	91%
Contribution effet de serre émissions N_2O*	17%	7 %

En observant les résultats du tableau 3.18, nous constatons une productivité d'éthanol nettement supérieure à l'hectare pour la betterave sucrière due à son rendement supérieur en termes de quantité récoltée par rapport au blé. La mobilisation énergétique non renouvelable concerne les apports en engrais azotés (60 %) et la mécanisation (30 %). Cette différence de mobilisation énergétique est palliée par l'énergie restituée sous forme d'éthanol avec un rapport équivalent pour les deux cultures. Mais la performance énergétique par surface prouve l'intérêt de la culture de la betterave par rapport à celle du blé. Enfin au niveau des émissions de GES de la culture à la production d'éthanol anhydre, la betterave sucrière génère moins de GES que le blé[*].

Au regard de ces résultats, la betterave, notre choix d'étude, est semble-t-il le choix le plus pertinent en termes environnemental et il ne nous semble pas pertinent de proposer, pour l'instant, un autre type de biomasse pour la production de bioéthanol.

1.5 Conclusion

L'ACV des quatre filières énergétiques présente des résultats « paradoxaux » au regard des enjeux des politiques énergétiques actuelles pour lesquelles ces filières sont développées. Dans un premier temps, les filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène apparaissent comme les plus impactantes et la filière hydrogène combustion comme la moins impactante. L'étape responsable de ces résultats pour les filières hydrogène direct et

[*] Le procédé de production d'éthanol à partir de betterave sucrière dans notre étude n'est pas similaire à celui de l'étude de d'Ogier. Donc la comparaison des émissions de GES n'est mentionnée qu'à titre indicatif

bioéthanol-hydrogène est l'étape de fabrication de la pile. Cette étape n'étant pas maîtrisée par le GEM et étant soumise à un grand nombre d'incertitudes en ce qui concerne les données utilisées, nous avons décidé d'analyser, dans un deuxième temps, les résultats des quatre filières sans prendre en compte, pour chacune, l'étape de fabrication du système de « motorisation » du véhicule. Les résultats n'étant plus occultés par cette étape, les filières bioéthanol-hydrogène et hydrogène direct ne sont plus les filières les plus impactantes. Les filières les plus impactantes sont la filière essence et la filière hydrogène combustion. Les mauvais résultats environnementaux de la filière hydrogène combustion sont liés à l'importante quantité requise d'hydrogène pour le fonctionnement du véhicule : le double de la quantité requise pour la filière hydrogène direct compte tenu des différences de rendement des systèmes de motorisation des deux filières. L'examen des deux filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène montre l'importance des étapes de production d'électricité nécessaire aux procédés de production d'hydrogène : la production de bioéthanol pour la filière du même nom, le PSA et la production de charbon actif pour la filière hydrogène direct. Au regard de ces résultats, peu de pistes concrètes d'amélioration peuvent être proposées au GEM et il est difficile de trancher de manière nette entre ces deux filières.

Cette ACV a mis en évidence les impacts de l'étape de fabrication de la pile à combustible et la présence de sources mobiles d'émission au sein de deux filières : la filière hydrogène combustion et la filière essence. Afin d'affiner l'interprétation des résultats d'impacts de l'étape de fabrication de la pile à combustible et des sources mobiles d'émission, nous appliquons notre nouvelle méthodologie basée sur l'approche *Site Dependent* à ces étapes.

2 Application de la méthodologie SITE DEPENDENT

Comme explicité dans le Chapitre 2, nous appliquons notre méthodologie *Site Dependent* à l'évaluation des impacts locaux et régionaux des étapes les plus impactantes et des impacts locaux et régionaux des sources mobiles d'émission. L'ACV classique des quatre filières a mis en lumière l'importance de l'étape de fabrication de la pile et de la source mobile d'émission présentes dans la filière essence et la filière hydrogène combustion. L'étape de fabrication de la pile est donc réévaluée selon cette nouvelle méthodologie, ainsi que l'étape d'utilisation du véhicule pour les deux filières précédemment citées.

2.1 Evaluation de l'étape de fabrication de la pile à combustible

L'étape de fabrication de la pile à combustible est sans conteste l'étape la plus impactante des deux filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène en contribuant majoritairement à un grand nombre de catégories d'impacts. L'ACV classique majore les résultats obtenus pour les impacts locaux et régionaux. Afin de mieux évaluer cette étape des plus impactantes, nous avons choisi de réévaluer cette source fixe d'émission selon la nouvelle méthodologie de classification basée sur l'approche *Site Dependent*.

2.1.1 Les émissions à prendre en compte

Les émissions de l'étape de fabrication de la pile contribuent à sept impacts sur dix évalués (cf. tableau 3.19).

Tableau 3.19 : Contribution en pourcentage des émissions de l'étape de fabrication de la pile pour différentes catégories d'impacts

	HF	**SO_2**	**NO_x**	**CO_2**
Effet de serre				100%
Pollution photochimique		99%		
Toxicité humaine	72%	25%		
Acidification		99%		
Eutrophisation			83%	
Ecotoxicité aquatique	100%			
Ecotoxicité aquatique marine	100%			

Le tableau 3.19 ne fait état que des flux les plus impactants pour chacune des catégories d'impacts pour lesquelles la pile contribue majoritairement (cf. figure 3.9). Différentes catégories d'impacts sont identifiées dont un impact global : l'augmentation de l'effet de serre pour une substance : le CO_2. Cet impact ne sera pas réévalué par notre nouvelle méthodologie car sa réalisation et son intensité ne dépendent pas des caractéristiques spatiales et temporelles de la source d'émission et du milieu potentiellement impacté. Nous réévaluerons donc trois émissions : le HF, les NO_x et le SO_2 pour les impacts locaux et régionaux qu'ils concernent.

2.1.2 Les quantités émises

Durant la réalisation de l'inventaire de cette étape, nous avons déterminé les quantités émises pour la fabrication d'une pile PEMFC de 75 kW [KARAKOUSSIS, 2000] (cf. tableau 3.20).

Tableau 3.20 : Quantités émises de HF, NO_x et de SO_2 pour la fabrication d'une pile à combustible PEMFC de 75 kW

	HF	**NO_x**	**SO_2**
Quantités émises	29 kg	3022 kg	3.10^{+5} kg

Le tableau 3.20 présente les quantités émises par l'étape de fabrication de la pile pour trois substances : HF, NO_x et SO_2. Ces quantités seront utilisées pour modéliser le devenir et évaluer la concentration environnementale de ces substances.

2.1.3 L'analyse du devenir du polluant – Calcul de la concentration environnementale

Lors de l'étape de fabrication de la pile, différentes substances sont émises en certaines quantités. Ces substances sont soumises à des phénomènes de transport, de dispersion et de dégradation de telle façon que la quantité d'une substance atteignant la cible est sensiblement inférieure à la quantité émise par la source d'émission. Afin d'évaluer le devenir de ces substances et les quantités atteignant les cibles, nous modélisons ces phénomènes à l'aide de EUSES 2.1. Cette modélisation nous permet d'obtenir la concentration environnementale de chacune des substances étudiées (HF, SO_2 et NO_x). Afin que la modélisation puisse être effectuée, il nous faut renseigner certains modules de EUSES et notamment les modules :

- « Assessment Type » où l'on demande une évaluation au niveau local ;
- « Substance » où l'on renseigne les propriétés physico-chimiques de la substance ;
- « Release estimation » où l'on renseigne la quantité de substance émise au niveau local ;
- « Distribution » où l'on renseigne la Previsible Environmental Concentration (PEC) des différents compartiments physiques au **niveau régional**, ce qui constitue le bruit de fond local.

Le module « Distribution » nous renseigne, après le lancement du calcul, sur la PEC des différents compartiments au **niveau local**. Cette PEC constitue la concentration

environnementale de la substance considérée dans les différents compartiments au niveau local. EUSES nous fournit après le calcul un rapport sous format WORD faisant état du renseignement de tous les modules. Pour chacune des substances étudiées, ces rapports sont disponibles en annexe (cf. annexes 6, 7 et 8).

2.1.3.1 La concentration environnementale des émissions de HF

Nous évaluons ici, dans un premier temps, grâce à EUSES une concentration environnementale (PEC), et dans un deuxième temps, nous calculons une masse à partir de la PEC.

La PEC dans l'air obtenue pour 29 kg de HF émis pendant l'étape de fabrication de la pile, d'une puissance de 75 kW, est de 0,092 $\mu g.m^{-3}$ dont 0,07 $\mu g.m^{-3}$ de bruit de fond. Ainsi, l'étape de fabrication de la pile est responsable d'une concentration environnementale de HF de 0,022 $\mu g.m^{-3}$.

Le calcul de l'impact se réalise à partir d'une masse et non d'une concentration. Nous devons donc calculer une masse à partir de la PEC. Il nous faut donc déterminer un volume dans lequel la substance concernée présente la concentration évaluée par EUSES. La PEC locale évaluée par EUSES est la concentration attendue à 100 m de la source à une hauteur de 10 m (hauteur moyenne des sites industriels). Nous considérons au regard de l'échelle des phénomènes de transport et de dispersion que le volume concerné par cette concentration est un parallélépipède dont la base est un carré de 100 km de côté et de hauteur de 10 m (cf. Chapitre 2, § 2.2.5.2).

Dès lors, le volume concerné par la concentration environnementale déterminée par EUSES est un parallélépipède dont la base est un carré de 100 km de côté et de 10 m de hauteur. Le volume considéré est donc égal à 10^{11} m^3.

La masse de HF présente dans ce volume est de :

- $0{,}0921 \times 10^{11} = 9{,}21.10^{+9}$ µg soit 9,21 kg avec le bruit de fond ;
- $0{,}0221 \times 10^{11} = 2{,}21.10^{+9}$ µg soit 2,21 kg sans le bruit de fond.

2.1.3.2 La concentration environnementale des émissions de SO_2

Les émissions atmosphériques de SO_2 de l'étape de fabrication de la pile contribuent majoritairement à trois catégories d'impacts selon la méthode CML 2001 : l'acidification, la toxicité humaine et la pollution photochimique. EUSES calcule une seule PEC au niveau local : la PEC atmosphérique ce qui est cohérent avec les impacts évalués par CML 2001 pour des émissions atmosphériques de SO_2 : acidification, pollution photochimique et toxicité. Elle est de 231 $\mu g.m^{-3}$ dont 3 $\mu g.m^{-3}$ de bruit de fond. Ainsi, l'étape de fabrication de la pile est responsable d'une concentration environnementale de SO_2 de 228 $\mu g.m^{-3}$.

De la même façon que pour les émissions de HF, nous calculons la masse de SO_2 présente dans un volume de 10^{11} m^3. Cette masse de SO_2 est égale à :

- $231 \times 10^{11} = 23100.10^{+9}$ µg soit 23100 kg avec le bruit de fond ;
- $228 \times 10^{11} = 22800.10^{+9}$ µg soit 22800 kg sans le bruit de fond.

Nous rappelons que l'étape de fabrication de la pile émet 300000 kg de SO_2 et que cette masse est utilisée pour calculer l'impact dans une ACV classique.

2.1.3.3 La concentration environnementale des émissions de NO_x

Le terme NO_x regroupe deux substances différentes : NO et NO_2 [BISSON et al, 2005]. Au regard de la pluralité de ces substances, il est impossible de déterminer une PEC pour le terme NO_x car EUSES ne détermine la PEC que pour une substance. Dès lors, il pourrait être envisageable de choisir l'une de ces deux substances pour évaluer la PEC ou d'évaluer la PEC de chacune des deux. Le choix d'une substance n'apparaît pas, dans un premier temps, une option pertinente au regard de l'utilisation du terme NO_x dans le cas des émissions de cette étape. Si le terme NO_x est employé c'est bien pour qualifier des émissions de NO et NO_2 que l'on n'a pas pu différencier. Calculer la PEC de chacune de ces deux substances est une option qui apparaît plus pertinente. En effet, il est possible de calculer la PEC de chacune des substances à partir de la quantité émise. Dès lors, nous pourrions comparer ces deux PEC et calculer et comparer l'impact des ces deux substances à partir de la masse calculée d'après la PEC. De plus, ces émissions de NO_x de l'étape de fabrication de la pile ne contribuent majoritairement qu'à un seul impact : l'eutrophisation. Les valeurs des indicateurs d'impact de ces trois substances pour l'eutrophisation, selon CML 2001, sont de :

- 0,2 kg éq. PO_4^{3-} pour le NO ;

- 0,13 kg éq. PO_4^{3-} pour le NO_2.

Nous pouvons remarquer que l'indicateur d'impact d'eutrophisation des NO_x est de 0,13 kg éq. PO_4^{3-} valeur égale à la valeur de l'indicateur de NO_2. Par ailleurs, dans l'atmosphère à température ambiante, le NO est instable et se transforme en NO_2. Dès lors, il semble vraisemblable de considérer uniquement les émissions de NO_2 pour le terme NO_x pour l'évaluation de leur PEC.

EUSES calcule une PEC atmosphérique au niveau local ce qui n'est pas cohérent avec la contribution des émissions atmosphériques de NO_2 à l'impact eutrophisation selon la méthode CML 2001. Pour EUSES, ces émissions atmosphériques n'entraînent pas d'eutrophisation des eaux. Nous choisissons, cependant, d'évaluer cet impact à partir de cette PEC atmosphérique car pour cette catégorie d'impact nous ne réalisons pas d'analyse de l'effet donc nous ne comparons pas cette PEC atmosphérique avec une concentration aquatique. La PEC atmosphérique est de $2{,}3.10^{-3}$ $mg.m^{-3}$et la masse résultante est de 230 kg.

Une fois effectué le calcul des masses de chacune des substances à partir des PEC, il convient de s'intéresser à la sensibilité des milieux potentiellement impactés. Il s'agit de l'analyse de l'exposition.

2.1.4 L'analyse de l'exposition – Sensibilité des milieux potentiellement impactés

L'analyse de l'exposition doit permettre de déterminer si les milieux potentiellement impactés montrent une certaine sensibilité aux polluants émis. Cette sensibilité peut être déterminée par la présence ou l'absence de la cible. L'environnement que l'on considère à travers cette méthodologie est celui de l'Europe notamment au regard de EUSES qui est un programme européen où sont renseignées les caractéristiques des milieux de ce continent. Au regard de la diversité des milieux rencontrés en Europe, nous considérons globalement que les cibles sont présentes systématiquement.

Une fois l'existence de milieux sensibles déterminée, il convient de comparer les PEC aux seuils d'effet pour juger de la pertinence du calcul de ces impacts pour ces substances. Il s'agit de l'analyse de l'effet.

2.1.5 L'analyse de l'effet – Comparaison des seuils d'effet avec la masse de la substance en contact avec la cible

L'analyse de l'effet permet de déterminer si la concentration de polluant en contact avec la cible dépasse un seuil d'effet connu pour cette substance et la cible concernée. Cette analyse de l'effet ne peut être effectuée que pour des impacts non linéaires et dont l'intensité suit une courbe dose-réponse connue. Les catégories d'impacts concernées sont les impacts toxiques et écotoxiques. Les mécanismes d'impacts de l'acidification, l'eutrophisation et la pollution photochimique ne sont pas suffisamment connus et la méthode CML 2001 n'évalue pas les dommages finaux sur la faune, la flore et l'Homme de ces impacts. CML 2001 n'évalue que leur potentiel à engendrer des protons pour l'acidification, des nutriments pour l'eutrophisation et de l'ozone pour la pollution photochimique et non leurs conséquences sur les écosystèmes et les Hommes. Dès lors, nous ne pouvons pas comparer les quantités modélisées par EUSES à des seuils d'effet pour ces trois catégories d'impacts. Nous n'effectuons alors cette analyse de l'effet que pour les impacts : toxicité et écotoxicité. Seules deux substances, émises par l'étape de fabrication de la pile, présentent une contribution importante à de tels impacts :

- HF pour la toxicité humaine, l'écotoxicité aquatique et l'écotoxicité marine ;
- SO_2 pour la toxicité humaine.

2.1.5.1 L'analyse de l'effet de HF

Pour déterminer si la PEC atmosphérique de HF est suffisante pour engendrer des effets sur les cibles, nous devons la comparer à des seuils d'effets. Cette substance montre, selon CML 2001, des effets sur l'Homme et la faune et la flore marine et d'eau douce. En ce qui concerne l'effet sur l'Homme, le seuil d'effet est une concentration de HF dans l'air. Ce seuil d'effet peut être comparé à la PEC atmosphérique. En ce qui concerne l'écotoxicité aquatique et d'eau douce, les seuils d'effet sont des concentrations dans l'eau. Comparer la PEC atmosphérique à une concentration dans l'eau n'a pas de sens. Dès lors, nous ne pouvons pas juger de la pertinence du calcul de l'écotoxicité en comparant la PEC obtenue grâce à EUSES à ces seuils d'effet. Nous ne nous attacherons donc qu'à l'analyse de l'effet sur les Hommes.

EUSES effectue alors le calcul du Risk Characterisation Ratio (RCR ou ratio de caractérisation du risque). Le seuil d'effet utilisé pour la toxicité humaine est la No Observed Adverse Effect Level (NOAEL) atmosphérique. Pour HF, elle est de 0,48 $mg.m^{-3}$. Nous

utilisons également la Dose Journalière d'Exposition (DJE) pour un Homme. Il s'agit du volume d'air inspiré quotidiennement. Cette DJE est égale à 10 $m^3.jour^{-1}$. Le RCR s'exprime par la relation suivante :

RCR = (PEC x DJE) / NOAEL

La PEC multipliée par la DJE évalue le niveau d'exposition prévisible. La PEC utilisée est la PEC comprenant le bruit de fond puisque l'on veut évaluer le risque de toxicité sur l'Homme des émissions de HF dans un lieu donné et connu. Si le RCR est inférieur à 1, on considère qu'il n'y a pas de risque pour la santé humaine et s'il est supérieur à 1, il existe un risque. Dès lors, si le RCR est inférieur à 1, nous ne jugeons pas pertinent de calculer l'impact.

Le RCR des émissions de HF est donc égal à : $[(0{,}0921.10^{-3}) \times 10] / 0{,}48 = 1.9.10^{-3} << 1$

Nous ne jugeons pas pertinent de calculer l'impact sur la toxicité humaine au regard de la PEC et du RCR évalués par EUSES.

2.1.5.2 L'analyse de l'effet de SO_2

De la même façon que pour les émissions de HF, dans un premier temps, il convient de nous assurer que la PEC calculée par EUSES soit cohérente avec le compartiment de la cible. Pour les émissions de SO_2, la cible est l'Homme qui montre des effets respiratoires au contact de SO_2 émis dans l'atmosphère. EUSES calcule une PEC atmosphérique. Il y a donc bien une cohérence entre la PEC et le compartiment de la cible. Dans un deuxième temps, nous devons connaître le seuil d'effet du SO_2 sur l'Homme. Nous n'avons pas trouvé de valeur de NOAEL pour les effets respiratoires provoqués par les émissions de SO_2. EUSES ne peut donc pas calculer le RCR de ces émissions.

Cependant, nous proposons d'examiner les seuils réglementaires en ce qui concerne les valeurs limites d'exposition professionnelle bien que nous ne recommandons pas les méthodes conformistes d'évaluation des impacts.

Dans un premier temps, nous allons examiner le rapport entre NOAEL et seuil réglementaire pour les émissions de HF, seules substances pour laquelle nous avons trouvé les deux valeurs. Cette comparaison va nous permettre d'appréhender la significativité des seuils réglementaires au regard des seuils évalués en toxicologie. Le seuil réglementaire des émissions de HF pour la France pour l'exposition des travailleurs (pour une durée de 8 h que l'on considère chronique) est de 1,5 $mg.m^{-3}$. Cette valeur est supérieure à la NOAEL de HF

de 0,48 $mg.m^{-3}$. Donc si nous utilisons cette valeur réglementaire pour le calcul du RCR, nous avons une valeur de RCR plus faible. Cette utilisation entraîne un biais car elle majore la NOAEL et donc nous conduit à éliminer un impact dont le RCR est minoré et pourrait être supérieur à 1 si nous avions eu recours à la NOAEL. L'utilisation de seuil réglementaire ne semble donc pas très pertinente. Nous avons également examiné les seuils réglementaires allemands qui sont plus faibles que les seuils français : 0,83 $mg.m^{-3}$ pour les émissions de HF. Par principe de prudence, nous utilisons les seuils allemands car ils sont plus faibles, mais cela induit toujours le même biais.

Nous avons donc confronté le calcul des RCR des émissions de SO_2 à partir des seuils français et allemands. Donc pour les émissions de SO_2, le seuil d'effet est de 1,3 $mg.m^{-3}$ pour l'Allemagne contre 5 $mg.m^{-3}$ pour la France. Par principe de prudence, nous utilisons le seuil allemand. Le RCR résultant est de 1,7. Ce RCR étant supérieur à 1 et au regard de la relation NOAEL et seuil réglementaire, nous jugeons judicieux de calculer l'impact des émissions de SO_2 de l'étape de fabrication de la pile sur la santé humaine.

Une fois effectuée cette comparaison entre la masse des substances et des seuils d'effet quand ils sont connus, la pertinence du calcul de ces impacts est déterminée. Si le calcul de ces impacts est jugé pertinent, alors nous réévaluons leur intensité.

2.1.6 Le calcul de l'impact

Pour les trois substances suivantes HF, SO_2 et NO_2, nous avons évalué quand cela était possible la pertinence du calcul des impacts que ces substances pouvaient potentiellement engendrer. Si le calcul est jugé pertinent, nous recalculons ces impacts toujours selon la méthode CML 2001 mais à partir de la masse calculée d'après la PEC sans le bruit de fond.

2.1.6.1 L'impact toxicité humaine

Au vu des résultats de l'analyse de l'effet menée pour les émissions de HF et de SO_2, nous avons jugé pertinent le calcul de l'impact d'une seule de ces deux substances : SO_2 car la PEC de SO_2 dépasse le seuil d'effet (RCR > 1). Afin de calculer l'impact dont est responsable l'étape de fabrication de la pile, nous utilisons la masse calculée à partir de la PEC atmosphérique sans le bruit de fond car il s'agit d'évaluer le pouvoir potentiel polluant de

l'émission de cette étape. Cette masse est de 22800 kg, masse très inférieure aux 300000 kg de SO_2 émis, valeur utilisée dans une ACV classique. La méthode CML 2001 calcule l'impact toxicité en multipliant la masse de la substance par un indicateur d'impact appelé aussi facteur de caractérisation. Pour l'impact toxicité humaine, cet indicateur est égal à 0,096 kg éq. DCB. Donc l'impact sur la santé humaine de ces émissions de SO_2 est de : 2189 kg éq. DCB contre 28800 kg éq. DCB en utilisant directement la masse émise.

Comme nous n'avons pas jugé pertinent de calculer l'impact des émissions de HF sur la santé humaine, au regard de la valeur du RCR « très » inférieure à 1 et que ces émissions contribuaient à 72% de cet impact (82226 kg éq. DCB), la valeur de l'impact toxicité humaine sans les émissions de HF et de SO_2 est de 3954 kg éq. DCB. Si nous ajoutons à cette valeur, le résultat d'impact des émissions de SO_2 calculé par la nouvelle méthodologie, nous obtenons la valeur de 6143 kg éq. DCB, une valeur bien moindre que la valeur de l'impact de cette étape de fabrication de la pile, calculée par l'ACV classique qui est de $1{,}1488.10^{+5}$ kg éq. DCB. Désormais, la part de cette étape de fabrication de la pile dans le résultat d'impact de l'ensemble de la filière hydrogène direct est de 94% contre 99%. Il est important de signaler que d'autres substances interviennent dans cet impact et notamment les NO_x dont la contribution s'élevait initialement à 3,2%. Par cette nouvelle évaluation, les NO_x contribuent désormais à 60% et le SO_2 à 35% de l'impact sur la santé humaine de l'étape de fabrication de la pile. Cette contribution des NO_x de 60% s'explique par le fait que, d'une part, nous ne considérons plus les émissions de HF qui contribuaient à 72%, et que d'autre part, nous ne les avons pas réévaluées selon la nouvelle méthodologie. Il serait donc pertinent de réévaluer cet impact en déterminant la PEC et le RCR des émissions de NO_x.

2.1.6.2 Les impacts écotoxicité aquatique et écotoxicité marine

Pour l'étape de fabrication de la pile, seules les émissions de HF contribuent majoritairement à cet impact. EUSES ne nous fournit pas de PEC aquatique pour l'eau douce ni pour la mer ce qui sous-entend, d'après EUSES, que les émissions atmosphériques de HF n'entraînent pas d'impact sur la santé des écosystèmes marins et d'eau douce. Dès lors, nous ne pouvons pas réévaluer cet impact à partir de la concentration environnementale et nous nous posons la question de la pertinence de l'évaluation d'impacts écotoxiques aquatiques d'eau douce et marins pour des émissions atmosphériques de HF par la méthode CML 2001.

2.1.6.3 L'impact pollution photochimique

Seules les émissions de SO_2 contribuent majoritairement à cet impact. L'intensité de cet impact n'est pas soumise à des seuils car la méthode CML 2001 n'évalue pas les effets de cet impact sur la santé humaine et celle des écosystèmes mais le potentiel oxydant des substances. Donc nous ne comparons pas la PEC atmosphérique calculée par EUSES à un seuil d'effet. Nous jugeons d'emblée pertinent le calcul de cet impact au regard des connaissances actuelles des mécanismes d'impact. Afin de calculer cet impact, nous utilisons la masse calculée à partir de la PEC sans le bruit de fond. Cette masse est de 22800 kg. L'indicateur d'impact des émissions de SO_2 pour la pollution photochimique est de 0,048 kg éq. Éthylène. La valeur de l'impact acidification pour les émissions de SO_2 de l'étape de fabrication de la pile est donc de 1094 kg éq. Ethylène contre 14400 kg éq. Ethylène évalués par l'ACV classique. D'après ce nouveau résultat, l'étape de fabrication de la pile de la filière hydrogène direct contribue à 97% à l'impact pollution photochimique contre 99% par l'ACV classique. De plus, le SO_2 étant responsable à 99% de cet impact, la nouvelle valeur est bien représentative de l'impact sur la pollution photochimique de l'étape de fabrication de la pile. La très faible baisse de la contribution de cette étape s'explique par l'importante quantité des substances émises. Pour une valeur encore plus juste de cet impact, il est possible de calculer la PEC des autres substances responsables telles que le CO et les NO_x.

2.1.6.4 L'impact acidification

Seules les émissions de SO_2 contribuent majoritairement à cet impact. De la même façon que pour l'évaluation de la pollution photochimique, nous ne pouvons utiliser de seuil pour cet impact au regard des connaissances limitées des mécanismes d'impact. Nous jugeons donc d'emblée pertinent le calcul de cet impact et nous réévaluons son intensité à partir de la masse calculée d'après la PEC atmosphérique. Cette masse est de 22800 kg. L'indicateur d'impact des émissions atmosphériques de SO_2 pour l'acidification est de 1 kg éq. SO_2 puisqu'il s'agit de la substance de référence. Donc la valeur de l'impact est de 22800 kg éq. SO_2. D'après cette nouvelle valeur, l'étape de fabrication de la pile de la filière hydrogène direct contribue à 99% à l'impact acidification. Les émissions de SO_2 étant les émissions majoritairement responsables de cet impact (99% selon le tableau 3.19), la nouvelle valeur est bien représentative de l'impact acidification de l'étape de fabrication de la pile. La très faible

baisse de la contribution de cette étape s'explique à nouveau par l'importante quantité de SO_2 émis.

2.1.6.5 L'impact eutrophisation

Les émissions de NO_x de l'étape de fabrication de la pile contribuent à 83% à l'impact eutrophisation. Au regard des deux substances comprises dans le terme NO_x, nous avons décidé de considérer ces émissions comme des émissions de NO_2. De la même façon que pour l'évaluation de la pollution photochimique et de l'acidification, nous ne pouvons utiliser de seuil pour cet impact au regard des connaissances limitées des mécanismes d'impact. Nous jugeons donc d'emblée pertinent le calcul de cet impact et nous réévaluons son intensité à partir de la masse calculée d'après la PEC atmosphérique.

Cependant, pour l'étape de fabrication de la pile, les émissions de NO_2 contribuent majoritairement à cet impact (à hauteur de 83%). EUSES ne nous fournit pas de PEC aquatique pour l'eau douce du NO_2 ce qui sous-entend, d'après EUSES, que les émissions atmosphériques de NO_2 n'entraînent pas une eutrophisation des eaux. Néanmoins, nous avons décidé de réévaluer cet impact à partir de la concentration environnementale atmosphérique même si nous nous posons la question de la pertinence de l'évaluation de l'eutrophisation pour des émissions atmosphériques de NO_2 par la méthode CML 2001. La masse de NO_2 est de 230 kg. L'indicateur d'impact des émissions atmosphériques de NO_2 pour l'eutrophisation est de 0,13 kg éq. PO_4^{3-}. Donc la valeur de l'impact est 30 kg éq. PO_4^{3-}. D'après cette nouvelle valeur, l'étape de fabrication de la pile de la filière hydrogène direct contribue à 98 % à l'impact eutrophisation contre 99% pour l'ACV classique. La très faible baisse de la contribution de cette étape s'explique de nouveau par l'importante quantité de NO_2 émis.

2.1.7 Conclusions

La réévaluation de cinq impacts de l'étape de fabrication de la pile à combustible à partir de la méthodologie *Site Dependent*, montre que l'utilisation directe de la quantité émise pour le calcul des impacts majore fortement ces derniers. Le calcul d'un impact n'a pas été jugé pertinent, il s'agit de l'impact sur la santé humaine des émissions de HF compte tenu des faibles quantités émises. Malgré la non prise en compte de ces émissions de HF (avec un RCR < 1) et la réévaluation des émissions de SO_2 (avec un RCR > 1), l'étape de fabrication de la pile contribue toujours majoritairement à cet impact. Par ailleurs, les impacts réévalués tels que l'acidification, l'eutrophisation et la pollution photochimique présentent toujours des

valeurs importantes au regard des importantes quantités des substances émises par cette étape. Finalement, il apparaît que lorsque EUSES ne calcule pas une PEC dont le compartiment est cohérent avec les impacts à évaluer, la réévaluation de ces impacts est discutable. Ainsi, nous avons choisi de ne pas réévaluer les impacts écotoxicité aquatique d'eau douce et marine des émissions de HF mais de réévaluer l'impact eutrophisation des émissions de NO_x au regard de sa non nécessité de réalisation d'une analyse de l'effet.

2.2 Evaluation des sources mobiles d'émission de la filière essence et de la filière hydrogène combustion

La nouvelle méthodologie de classification permet d'évaluer de manière plus précise les impacts locaux et régionaux d'une source mobile d'émission. Cette méthodologie permet de prendre en compte les caractéristiques spatio-temporelles de la source d'émission et du milieu potentiellement impacté. Parmi, les quatre filières étudiées, deux d'entre elles présentent des sources mobiles d'émission impactantes au niveau local et régional. Ces deux filières sont les filières essence et hydrogène combustion. Les étapes mobiles de ces deux filières apparaissent comme assez impactantes au regard des autres étapes du cycle de vie. L'étape d'utilisation du véhicule de la filière essence contribue à 55% à l'acidification, à 66% à l'eutrophisation, à 83% à l'effet de serre, à 95% à la toxicité humaine et à 26% à la pollution photochimique. Les contributions de l'étape d'utilisation du véhicule de la filière hydrogène combustion ont été présentées sur la figure 3.12. Ces étapes possèdent une caractéristique temporelle : la durée de vie très longue, 15 ans. Par ailleurs, la réduction des impacts locaux et régionaux des véhicules est au cœur de la problématique énergétique actuelle. Dès lors, ces deux filières sont soumises à cette nouvelle méthodologie de classification et au recalcul de leurs impacts locaux et régionaux.

Nous rappelons que la quantité de NO_x émise par le moteur utilisant de l'hydrogène n'a pu être calculée précisément au regard du manque de données sur les émissions engendrées par un tel moteur. Cette quantité a donc été estimée égale à la quantité de NO_x émise par un moteur à combustion interne alimenté par de l'essence. Au vu de la composition très faible en azote de l'essence et de la température de combustion dans un moteur fonctionnant à l'essence ou à l'hydrogène similaire, cette hypothèse semble raisonnable.

La source mobile impactante de la filière essence et de la filière hydrogène combustion est le fonctionnement du moteur à combustion interne du véhicule alimenté respectivement en essence et en hydrogène.

2.2.1 Les émissions à prendre en compte

Les émissions résultant de l'utilisation du moteur essence provoquent des impacts (cf. tableau 3.21).

Tableau 3.21 : Contribution majoritaire des émissions du moteur alimenté en essence et les catégories d'impacts associées

	CO	**NO_x**	**CO_2**	**Particules**
Effet de serre			99%	
Pollution photochimique	52%	18%		
Toxicité humaine				99%
Acidification		100%		
Eutrophisation		100%		

Le tableau 3.21 présente quatre polluants sur les six émis par le moteur essence et leurs impacts associés selon le modèle CML 2001. Les formules chimiques des hydrocarbures halogénés n'étant pas identifiées, CML 2001 ne sait pas calculer les impacts auxquels ces substances peuvent contribuer. Par ailleurs, le CH_4 ne contribue majoritairement à aucun impact compte tenu de la quantité émise relativement faible (2 kg). Différentes catégories d'impacts sont identifiées, sur ce tableau 3.21, dont un impact global : l'augmentation de l'effet de serre pour une substance : le CO_2. Cet impact ne sera pas réévalué par notre nouvelle méthodologie car sa réalisation et son intensité ne dépendent pas des caractéristiques spatiales et temporelles de la source d'émission. Nous réévaluerons donc trois émissions : le CO, les NO_x et les particules pour les impacts locaux et régionaux qu'ils concernent.

Le moteur à combustion alimenté en hydrogène engendre des impacts résultants de ses uniques émissions de NO_x (cf. tableau 3.22).

Tableau 3.22 : Contribution des émissions de NO_x du moteur alimenté en hydrogène et les catégories d'impacts associées

	Pollution photochimique	**Toxicité humaine**	**Acidification**	**Eutrophisation**
NO_x	37%	100%	100%	100%

Le tableau 3.22 présente la contribution des émissions de NO_x engendrées par le moteur à combustion alimenté en hydrogène. Ces émissions contribuent majoritairement à trois impacts sur quatre et de manière importante à la pollution photochimique. Nous avons donc décidé de réévaluer ces quatre impacts selon la nouvelle méthodologie.

2.2.2 Le calcul des quantités émises par site fixe

Pour réévaluer les émissions de ces trois substances (CO, NO_x et particules), il faut déterminer les quantités émises. Pour déterminer les quantités émises pour l'ACV classique réalisée précédemment, nous avons utilisé des modèles de cycles de conduites et le modèle Modem Hyzem plus précisément [JOUMARD et al, 1999] (cf. tableau 3.23). Le tableau de calcul de toutes les émissions du moteur essence est disponible en annexe (cf. annexe 9).

Tableau 3.23 : Calcul des quantités émises de CO, NO_x et particules par le moteur essence par le modèle Modem Hyzem

	Autoroute	**Route**	**Urbain**	**TOTAL**
Kilométrage par cycle de conduite	41400 km	66750 km	41850 km	150000 km
Nombre de trajets par cycle	505	4768	12309	17582
Quantité de CO par cycle	24012 g	65415 g	76585 g	166012 g
Quantité de NO_x par cycle	19706 g	23896 g	11383 g	54985 g
Quantité de particules par cycle	1805 kg	3257 kg	2640 kg	7702 kg

Pour cette ACV classique, le tableau 3.23 présente les quantités calculées pour l'ensemble du kilométrage de chaque cycle. Pour la nouvelle méthodologie de classification, comme vu dans le Chapitre 2, nous modélisons le parcours en un nombre de sites fixes équivalents, ces sites fixes équivalents étant assimilables à des trajets modélisés selon le modèle Modem Hyzem. Dès lors, nous recalculons les quantités de chacune des substances pour chacun des trois cycles pour un trajet (cf. tableau 3.24).

Tableau 3.24 : Calcul des quantités émises de CO, NO_x et particules par le moteur essence par le modèle Modem Hyzem par trajet

	Autoroute	**Route**	**Urbain**	**TOTAL**
Nombre de trajets par cycle	505	4768	12309	17582
Quantité de CO par trajet	47 g	14 g	6 g	57 g
Quantité de NO_x par trajet	39 g	5 g	1 g	45 g
Quantité de particules par trajet	4 kg	1 kg	0,2 kg	5,2 kg

Le tableau 3.24 présente les quantités émises pour les trois substances par trajet soit par site fixe équivalent. Ce sont les quantités que nous utiliserons pour modéliser leur devenir et déterminer la concentration environnementale de ces substances.

2.2.3 L'analyse du devenir du polluant – Calcul de la concentration environnementale

De la même façon que pour l'étape de fabrication de la pile des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène, nous modélisons les concentrations environnementales après les phénomènes de transport, de dispersion et de distribution à l'aide de EUSES. EUSES ne peut modéliser ces phénomènes que pour des substances de formule chimique connue et ne peut donc pas évaluer la concentration environnementale des particules de composition non définie. Dès lors, nous ne réévaluerons pas les impacts provoqués par l'émission de particules.

Comme le véhicule est une source mobile d'émission et que nous avons découpé le parcours en sites fixes équivalents pour les trois cycles de conduites autoroute, route et urbain, nous devons évaluer la concentration environnementale des sites fixes équivalents de chacun des trois cycles car les trois cycles correspondent à trois milieux différents. Donc pour chacune des quantités calculées pour les trois sites fixes, nous modélisons une PEC au niveau local à l'aide de EUSES. Pour les émissions de CO et de NO_2, les rapports sous format Word obtenus, par EUSES, sont disponibles en annexe (cf. annexes 10, 11, 12 et 13).

2.2.3.1 La concentration environnementale des émissions de CO

Les émissions atmosphériques de CO contribuent majoritairement à une catégorie d'impacts selon la méthode CML 2001 : la pollution photochimique (cf. tableau 3.21).

EUSES calcule une seule PEC au niveau local : la PEC atmosphérique. Cette PEC est compatible avec les impacts évalués par CML 2001. Nous n'avons pas pu trouver des bruits de fond différents pour les différents milieux identifiés par les trois cycles (autoroute, route et urbain). Donc nous ne considérons qu'un seul bruit de fond qui est de 1.10^{-9} mg.m^{-3}. Les PEC obtenus par EUSES par site fixe équivalent avec le bruit de fond sont :

- pour le cycle autoroutier : $3{,}68.10^{-8}$ mg.m^{-3};
- pour le cycle routier : $1{,}17.10^{-8}$ mg.m^{-3};
- pour le cycle urbain : $5{,}57.10^{-9}$ mg.m^{-3}.

Sans le bruit de fond, ces PEC sont égales à :

- pour le cycle autoroutier : $3{,}58.10^{-8}$ mg.m^{-3};
- pour le cycle routier : $1{,}07.10^{-8}$ mg.m^{-3};
- pour le cycle urbain : $4{,}57.10^{-9}$ mg.m^{-3}.

Le volume concerné est le même que pour une source fixe car le parcours de la source mobile a été divisé en un nombre équivalent de sites fixes. Nous considérons donc un volume de 10^{11} m^3. Les masses par site fixe équivalent calculées à partir de la PEC (sans le bruit de fond) sont de :

- pour le cycle autoroutier : 3,6 g;
- pour le cycle routier : 1 g ;
- pour le cycle urbain : 0,5 g.

Cependant, cet impact n'est pas soumis à l'analyse de l'effet car sa réalisation et son intensité ne dépend pas de seuil d'effet. Donc, nous n'évaluons qu'une masse pour tout le parcours c'est à dire pour les 150000 km parcourus. Il est important de rappeler que le découpage en sites fixes équivalents est nécessaire pour les émissions engendrant des impacts soumis à l'analyse de l'effet, pour les impacts présentant des bruits de fond différents selon les milieux potentiellement impactés et pour calculer la masse en contact avec la cible. Après ces procédures, nous devons calculer la masse de CO pour l'ensemble du parcours et ceci en multipliant les masses par site fixe par le nombre de trajets par cycle. Ce calcul peut s'exprimer selon la formule suivante :

$(m_{AT} \times n_A) + (m_{RT} \times n_R) + (m_{UT} \times n_U) = m_p$

avec m_{IT} : la masse de la substance pour un trajet T pour le cycle I, n_I : le nombre de trajets pour le cycle I et m_p : la masse de la substance pour l'ensemble du parcours et A : autoroute, R : route, U : urbain.

Donc la masse de CO présente dans l'environnement après les phénomènes de transport et dégradation est de :
(3,6 x 505) + (1 x 4768) + (0,5 x 12309) = 13 kg au lieu des 166 kg de CO issus de l'inventaire.

2.2.3.2 La concentration environnementale des émissions de NO_x

De la même façon que pour l'étape de fabrication de la pile, nous considérons sous le terme NO_x uniquement les émissions de NO_2. Nous calculons donc, grâce à EUSES, la PEC au niveau local du NO_2. EUSES ne nous fournit qu'une PEC atmosphérique. Dès lors, à l'instar des émissions de NO_x de l'étape de fabrication de la pile, l'évaluation de l'impact eutrophisation de ces émissions atmosphériques est discutable mais nous choisissons de la réaliser. Les PEC atmosphériques obtenues par site fixe équivalent pour chacun des trois cycles sont (sans le bruit de fond car non renseigné) :

- pour le cycle autoroutier : $2{,}97.10^{-8}$ $mg.m^{-3}$ par site fixe équivalent ;
- pour le cycle routier : $3{,}81.10^{-9}$ $mg.m^{-3}$ par site fixe équivalent ;
- pour le cycle urbain : $7{,}62.10^{-10}$ $mg.m^{-3}$ par site fixe équivalent.

En utilisant un volume de 10^{11} m^3, nous calculons la masse de NO_2 par site fixe équivalent à partir de la PEC :

- pour le cycle autoroutier : 3 g ;
- pour le cycle routier : 0,4 g ;
- pour le cycle urbain : 0,08 g.

Nous calculons également la masse totale de NO_2 pour l'ensemble du parcours présente dans l'environnement après les phénomènes de transport et dégradation. Cette masse est de :
(3 x 505) + (0,4 x 4768) + (0,08 x 12309) = 4,4 kg au lieu des 54 kg de NO_2 issus de l'inventaire.

Une fois effectué le calcul des masses de chacune des substances à partir des PEC, il convient de s'intéresser à la sensibilité des milieux potentiellement impactés. Il s'agit de l'analyse de l'exposition.

2.2.4 L'analyse de l'exposition – Sensibilité des milieux potentiellement impactés

L'analyse de l'exposition doit permettre de déterminer si les milieux potentiellement impactés montrent une certaine sensibilité aux polluants émis. Cette sensibilité peut être déterminée par la présence ou l'absence de la cible. L'environnement que l'on considère à travers cette méthodologie est celui de l'Europe notamment au regard de EUSES qui est un programme européen où sont renseignées les caractéristiques des milieux de ce continent. Au regard de la diversité des milieux rencontrés en Europe, nous considérons globalement que les cibles sont présentes systématiquement.

Une fois l'existence de milieux sensibles déterminée, il convient de comparer ces PEC aux seuils d'effet pour juger de la pertinence du calcul des impacts pour ces substances. Il s'agit de l'analyse de l'effet.

2.2.5 L'analyse de l'effet – Comparaison des seuils d'effet avec la masse de la substance en contact avec la cible

De la même façon que pour l'étape de production de la pile, l'analyse d'effet n'est effectuée que pour les impacts toxicité et écotoxicité. Pour la filière essence, les émissions identifiées ne contribuent pas majoritairement à de tels impacts. Pour la filière hydrogène combustion, les émissions de NO_x contribuent majoritairement à l'impact toxicité humaine. Nous ne mènerons donc qu'une seule analyse de l'effet pour l'impact toxicité humaine engendré par l'émission de NO_x.

Afin de déterminer la pertinence du calcul de l'impact toxicité humaine pour les émissions de NO_x et dans notre cas de NO_2, nous devons calculer le RCR en comparant le niveau d'exposition prévisible (la PEC avec bruit de fond multipliée par la DJE) à la NOAEL. Cependant, nous n'avons pas trouvé la NOAEL des émissions atmosphériques de NO_2. A l'instar des émissions de SO_2 de l'étape de fabrication de la pile, nous examinons les seuils réglementaires d'exposition professionnelle (exposition que l'on peut considérer comme chronique) en ayant conscience des limites de leur utilisation pour le calcul du RCR comme

montrées lors du calcul du RCR des émissions de SO_2. Nous avons retenu deux valeurs limites :

- la valeur limite d'exposition en milieu de travail en France (8 h) : 6 $mg.m^{-3}$;
- le seuil de l'OMS (pour une exposition de longue durée : 1 an) : 40 $\mu g.m^{-3}$.

Nous décidons de tester la plus faible de ces deux valeurs, celle de l'OMS selon le principe de prudence. Notre choix s'est orienté vers la valeur la plus faible car nous avons déjà vu avec le cas des émissions de HF et de SO_2 de l'étape de fabrication de la pile que les seuils réglementaires sont généralement plus élevés que les seuils d'effet. Utiliser la valeur la plus faible des seuils réglementaires, nous permet de diminuer l'écart entre ces deux types de seuils et ainsi de limiter le biais introduit par l'utilisation des seuils réglementaires. Le calcul du RCR à partir de la valeur de l'OMS de 40 $\mu g.m^{-3}$ nous donne les résultats suivants :

- pour le cycle autoroutier : $(2{,}97.10^{-8} \times 10) / 0{,}04 = 7{,}4.10^{-6}$ par site fixe équivalent ;
- pour le cycle routier : $(3{,}81.10^{-9} \times 10) / 0{,}04 = 9{,}5.10^{-7}$ par site fixe équivalent ;
- pour le cycle urbain : $(7{,}62.10^{-10} \times 10) / 0{,}04 = 1{,}9.10^{-7}$ par site fixe équivalent.

Ces trois RCR sont très faibles et très inférieurs à 1. Ces résultats nous amènent à conclure que le calcul de l'impact n'est pas pertinent. Cependant, nous n'avons pas utilisé les PEC avec le bruit de fond car nous n'avions pas pu renseigner cette donnée. De plus, le bruit de fond de NO_2 est différent selon le milieu où l'on se trouve, il est généralement plus fort en agglomération et des pics apparaissent selon le moment de la journée. Prenons l'exemple de Lyon, une grande agglomération où la teneur en NO_2 est rarement inférieure à 20 $\mu g.m^{-3}$ selon ATMO Rhône-Alpes. Il faudrait donc utiliser différentes valeurs de bruits de fond pour les trois cycles de conduite. Cependant, au regard des faibles PEC de NO_2 calculées, ces émissions n'entraînent vraisemblablement pas de dépassement de seuil. Par ailleurs, n'oublions pas que, comme vu pour les émissions de HF, la NOAEL est souvent plus faible que les seuils réglementaires au regard des contraintes technico-économiques du contrôle des émissions atmosphériques. Nous raisonnons bien sûr à l'échelle d'un véhicule et non d'un parc automobile : un véhicule n'entraîne pas de dépassement de seuil mais un parc peut le faire.

Au regard de ces conclusions, nous décidons de la non pertinence du calcul de l'impact toxicité humaine des émissions de NO_2 d'un véhicule.

Une fois effectuée cette comparaison entre la PEC des substances et des seuils d'effet quand ils sont connus, la pertinence du calcul de ces impacts a été déterminée par l'analyse de l'effet. Pour les impacts dont le calcul est jugé pertinent d'emblée ou après comparaison avec un seuil d'effet, nous réévaluons leur intensité.

2.2.6 Le calcul de l'impact

Pour les deux substances suivantes CO et NO_2 (cf. tableau 3.24 de ce chapitre), nous avons évalué quand cela était possible la pertinence du calcul des impacts que ces substances pouvaient potentiellement engendrer. Si le calcul est jugé pertinent, nous recalculons ces impacts toujours selon la méthode CML 2001 mais à partir de la masse calculée d'après la PEC sans le bruit de fond.

2.2.6.1 L'impact pollution photochimique

Cet impact n'est pas soumis à l'analyse de l'effet car son intensité ne dépend pas d'un seuil d'effet. Son calcul est donc jugé d'emblée pertinent. Pour la filière essence, les substances engendrant la pollution photochimique sont le CO et les NO_x.

En ce qui concerne le CO, la masse est de 13 kg et l'indicateur d'impact du CO pour la pollution photochimique est de 0,027 kg éq. Ethylène. Donc le résultat d'impact des émissions de CO de moteur essence est de 0,35 kg éq. Ethylène contre 4,5 kg éq. Ethylène calculés par l'ACV classique.

En ce qui concerne le NO_2, la masse est de 4,4 kg et l'indicateur d'impact du NO_2 pour la pollution photochimique est de 0,028 kg éq. Ethylène. Donc le résultat d'impact des émissions de NO_2 du moteur essence mais également du moteur hydrogène est de 0,12 kg éq. Ethylène contre 1,5 kg éq. Ethylène calculés par l'ACV classique.

Les émissions de NO_2 et de CO étant majoritairement responsables de cet impact pour le moteur essence, le résultat d'impact pour le moteur est donc plus faible et cette étape du cycle de vie contribue désormais à cet impact à hauteur de 9% contre 26% pour l'ACV classique. Pour le moteur hydrogène, les émissions de NO_2 ne sont responsables que de 37% de cet impact. Cette étape du cycle de vie contribue désormais à cet impact à hauteur de 4% contre 6% pour l'ACV classique.

2.2.6.2 L'impact toxicité humaine

L'analyse de l'effet des émissions de NO_2 nous a permis de conclure à la non pertinence de calcul pour un véhicule.

2.2.6.3 L'impact acidification

La masse de NO_2 est de 4,4 kg et l'indicateur d'impact du NO_2 pour l'acidification est de 0,7 kg éq. SO_2. Donc le résultat d'impact des émissions de NO_2 du moteur hydrogène est de 3 kg éq. SO_2 contre 38 kg éq. SO_2 calculés par l'ACV classique. Ces émissions étant totalement responsables de cet impact du moteur hydrogène, le résultat d'impact est de 3 kg éq. SO_2. Cette étape du cycle de vie contribue désormais à cet impact à hauteur de 7% contre 50% pour l'ACV classique. Ces émissions étant également totalement responsables de cet impact du moteur essence, le résultat d'impact est de 3 kg éq. SO_2. Cette étape du cycle de vie contribue désormais à cet impact à hauteur de 9 % contre 55% pour l'ACV classique.

2.2.6.4 L'impact eutrophisation

La masse de NO_2 est de 4,4 kg et l'indicateur d'impact du NO_2 pour l'eutrophisation est de 0,13 kg éq. PO_4^{3-}. Donc le résultat d'impact des émissions de NO_2 du moteur hydrogène est de 0,6 kg éq. PO_4^{3-} contre 7 kg éq. PO_4^{3-} calculés par l'ACV classique. Ces émissions étant totalement responsables de cet impact du moteur hydrogène, le résultat d'impact est de 0,6 kg éq. PO43-. Cette étape du cycle de vie contribue désormais à 15% à cet impact contre 68% pour l'ACV classique. Ces émissions étant également totalement responsables de cet impact du moteur essence, le résultat d'impact est de 0,6 kg éq. SO_2. Cette étape du cycle de vie contribue désormais à 14% à cet impact contre 66% pour l'ACV classique.

2.2.7 Conclusions

L'application de la méthodologie *Site Dependent* à une source mobile d'émission montre qu'en découpant le parcours d'une source mobile en sites fixes équivalents, nous pouvons appréhender les trajets de cette source comme des sites fixes. Cette considération nous permet de relativiser les émissions d'un véhicule parcourant un grand nombre de kilomètres pendant toute sa durée de vie qui est relativement longue.

Cependant, la particularité d'une source mobile telle qu'un véhicule automobile est qu'il en existe un grand nombre (un parc) et qu'un seul véhicule n'entraîne pas de dépassement de seuil. Si on considère uniquement le véhicule étudié, les émissions entraînent rarement un dépassement et ce non dépassement détermine la non pertinence du calcul de l'impact ce qui ne reflète pas la réalité d'un parc automobile. Cependant, l'ACV que nous avons menée a pour objectif de comparer des systèmes possédant des sources mobiles émettrices pour les uns et non émettrices pour les autres, cet objectif de comparaison justifie l'analyse de l'effet et l'application de ces conclusions c'est à dire la non considération de l'impact toxicité potentiellement engendré par les émissions de NO_x du moteur hydrogène.

Par ailleurs, la réévaluation des impacts du moteur essence et du moteur hydrogène montre que la part de responsabilité de ces étapes du cycle de vie pour les impacts concernés diminue assez fortement et qu'elles ne sont plus, dans certains cas, les étapes les plus impactantes. Finalement, la problématique de la connaissance des bruits de fond selon les milieux et du traitement par cette méthodologie des émissions de NO_x reste un verrou pour l'application de cette méthodologie au secteur des transports.

L'application de cette méthodologie *Site Dependent* aux étapes les plus impactantes des filières énergétiques étudiées dans ce mémoire met en lumière la pertinence de cette méthodologie au regard, néanmoins, de certaines limites.

3 Pertinence et limites de cette nouvelle méthodologie de classification

A la lumière de ces applications, la pertinence et les limites de cette nouvelle méthodologie de classification sont mises en évidence.

3.1 Comparaison des résultats selon les deux méthodologies

L'ensemble des résultats de la réévaluation de ces trois étapes : fabrication de la pile, moteur essence et moteur hydrogène, selon l'approche *Site Dependent* est présenté dans le tableau 3.25. Ce tableau présente les résultats obtenus selon les deux méthodologies et les contributions correspondantes des étapes réévaluées. Nous pouvons noter une diminution très faible des contributions de l'étape de fabrication de la pile alors que les contributions des étapes mobiles de l'utilisation du moteur essence et du moteur hydrogène baissent significativement et ne sont plus les étapes contribuant majoritairement aux impacts. La

réévaluation des impacts de ces sources mobiles s'avère pertinente au regard de l'écart des résultats obtenus entre les deux méthodologies. Les résultats de l'étape de fabrication de la pile s'expliquent par les importantes émissions de ces étapes au regard des autres étapes, les résultats d'impacts, contrairement aux contributions, baissent significativement. Cette réévaluation de l'étape de fabrication de la pile ne permet pas de modifier les conclusions de l'ACV classique au regard des performances environnementales des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène.

Tableau 3.25 : Récapitulatif des résultats d'impacts selon les deux méthodologies : ACV classique et Site Dependent

Etape	**Catégorie d'impact**	**Substance réévaluée**	**Résultat d'impact de l'étape (ACV classique)**	**Résultat d'impact de l'étape (Site Dependent)**	**Contribution de l'étape (ACV classique)**	**Contribution de l'étape (Site Dependent)**	**Commentaires**
Fabrication de la pile à combustible	Toxicité humaine	SO_2 (25%) HF (72%)	$1{,}15.10^{+5}$ kg éq. DCB	6143 kg éq. DCB	99%	94%	Non calcul des émissions de HF au regard du résultat de l'analyse de l'effet
	Pollution photochimique	SO_2 (99%)	1094 kg éq. Ethylène	14400 kg éq. Ethylène	99%	97%	La contribution de cette étape reste très forte au regard des très importantes quantités émises
	Acidification	SO_2 (99%)	$3{,}01.10^{+5}$ kg éq. SO_2	22800 kg éq. SO_2	99%	99%	
	Eutrophisation	NO_x (83%)	471 kg éq PO_4^{3-}	30 kg éq PO_4^{3-}	99%	98%	
	Ecotoxicité aquatique d'eau douce	HF (100%)	134 kg éq. DCB	Non calculé	99%	Non calculée	EUSES ne calcule pas de PEC aquatique donc recalcul de l'impact impossible
	Ecotoxicité marine	HF (100%)	$1{,}17.10^{+9}$ kg éq. DCB	Non calculé	64%	Non calculée	
Moteur essence	Pollution photochimique	CO (52%) NO_x (18%)	34 kg éq. Ethylène	28 kg éq. Ethylène	26%	9%	
	Acidification	NO_x (100%)	38 kg éq. SO_2	3 kg éq. SO_2	55%	9%	
	Eutrophisation	NO_x (100%)	7 kg éq PO_4^{3-}	0,6 kg éq PO_4^{3-}	66%	14%	
Moteur hydrogène	Pollution photochimique	NO_x (37%)	1,5 kg éq. Ethylène	0,12 kg éq. Ethylène	6%	4%	
	Toxicité humaine	NO_x (100%)	65 kg éq. DCB	Non calculé	9%	Non calculée	Non calcul des émissions de NO_x au regard du résultat de l'analyse de l'effet
	Acidification	NO_x (100%)	38 kg éq. SO_2	3 kg éq. SO_2	50%	7%	
	Eutrophisation	NO_x (100%)	7 kg éq PO_4^{3-}	0,6 kg éq PO_4^{3-}	68%	15%	

3.2 Pertinence de cette nouvelle méthodologie

Cette nouvelle méthodologie permet de mieux prendre en compte les caractéristiques des sources et des cibles dans l'évaluation des impacts locaux et régionaux en évaluant le devenir du polluant, le dépassement de seuil d'effet et la mobilité de la source.

3.2.1 Prise en compte du devenir du polluant

L'utilisation de EUSES et le renseignement de certaines informations nous permettent de prendre en compte le devenir du polluant. EUSES calcule la concentration environnementale de la substance dans chaque compartiment physique au niveau local, au regard des phénomènes de transport, de dispersion et de dégradation. A partir de cette concentration, nous calculons la masse résultante. Cette masse est évidemment inférieure à la masse émise lors de l'émission. La prise en compte de la totalité de la masse émise engendre une forte majoration des impacts locaux et régionaux ce qui a été démontré avec le calcul des impacts à partir de la masse calculée grâce à la PEC. Cette réévaluation est d'autant plus pertinente que nous l'avons appliquée à des étapes apparaissant comme les plus impactantes de leur filière. La contribution de ces étapes a fortement décru avec cette nouvelle méthodologie sauf pour les émissions de fabrication de la pile au regard des quantités mises en jeu très importantes.

3.2.2 Détermination de la pertinence du calcul de l'impact

La détermination de la pertinence du calcul de l'impact ou analyse de l'effet permet de savoir s'il est judicieux de calculer un impact compte tenu des informations écotoxicologiques et toxicologiques connues. Le dépassement du RCR permet d'évaluer la réalisation potentielle de l'impact et donc de juger de la pertinence ou de l'inutilité de son calcul. L'application de l'analyse de l'effet à une source fixe d'émission a mis en évidence l'utilité d'une telle procédure. Son application à une source mobile et notamment à un véhicule automobile est plus sujette à discussion au regard de la faible contribution d'un unique véhicule à un impact mais la forte contribution d'un parc automobile à ce même impact. Négliger cet impact au regard du non dépassement de seuil est une approche discutable. Mais dans une démarche comparative avec d'autres systèmes, cette approche trouve toute sa mesure notamment lors de la comparaison avec des sources mobiles non émettrices. Cependant, il ne s'agit pas d'affirmer que ces sources mobiles ne polluent pas lors de la prise en compte de l'ensemble

du trafic, ce qui n'est pas l'objectif mené par cette ACV. L'analyse de l'effet de sources mobiles d'émission doit être menée dans un objectif de comparaison de systèmes entre eux, notamment si ces sources polluent de manière très différente, et de comparaison des étapes du cycle de vie d'un système.

3.2.3 Prise en compte de la mobilité de la source

La prise en compte de la mobilité de la source est un atout indiscutable de cette méthodologie car elle nous permet de mieux appréhender les émissions d'une étape du cycle de vie longue et mobile alors que l'ACV classique traite ces émissions de la même façon que celles d'une source fixe. Le découpage du parcours en sites fixes équivalents selon le modèle de cycles de conduite Modem Hyzem nous permet d'évaluer ces sources mobiles de la même façon qu'une source fixe. Les sources mobiles traversant différents milieux avec différents bruits de fond, il convient pour une analyse plus fine et plus juste de connaître ces différents bruits de fond ce que nous n'avons pu réaliser pendant cette thèse.

3.3 Limites de cette nouvelle méthodologie

L'application de cette méthodologie aux filières énergétiques a montré sa pertinence notamment pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux des sources mobiles d'émission. Cependant, cette application a également mis en exergue certaines de ces limites.

3.3.1 Non cohérence des compartiments entre les PEC et les impacts

L'utilisation de EUSES pour évaluer la PEC des substances a soulevé une problématique en ce qui concerne l'adéquation du compartiment des PEC calculés par EUSES et les catégories d'impacts évaluées par CML 2001 notamment pour les impacts soumis à l'analyse de l'effet. Le cas s'est présenté pour les impacts écotoxicité aquatique d'eau douce et marine des émissions de HF. EUSES ne nous fournit pas de PEC aquatique pour des émissions atmosphériques de HF. Il nous est donc impossible de comparer la PEC aquatique au seuil d'effet atmosphérique. Pour l'impact eutrophisation des NO_x, impact qui n'est pas soumis à l'analyse de l'effet, nous avons décidé de calculer l'impact bien que EUSES ne fournit de PEC aquatique. Cette non adéquation des compartiments des PEC et des catégories d'impacts soulève la question de la pertinence du calcul d'impacts aquatiques engendrés potentiellement par des émissions atmosphériques.

3.3.2 Longueur de la procédure

Cette procédure d'intégration des facteurs spatio-temporels pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux demande un nombre d'informations important en ce qui concerne les propriétés physico-chimiques des substances et des seuils d'effet. La non existence de bases de données complètes et exportables sur EUSES entraîne une recherche et une saisie fastidieuse de ces données. De ce fait, nous avons préconisé de n'avoir recours à cette procédure que pour la réévaluation des sources fixes les plus impactantes. En ce qui concerne les sources mobiles dont le parcours est long en termes de kilométrage et de temps, nous recommandons d'appliquer directement cette procédure. La pertinence de cette recommandation est renforcée par les résultats obtenus pour la réévaluation des impacts des émissions des moteurs essence et hydrogène. L'écart des résultats obtenus entre l'ACV classique et cette nouvelle procédure pour les moteurs met en évidence l'importante majoration des impacts de ces sources mobiles.

3.3.3 L'analyse de l'exposition

Nous avons considéré de manière globale que l'environnement « européen » montre une certaine sensibilité aux polluants en considérant que les cibles étaient présentes. Cette simplification de l'analyse de l'exposition entraîne une limite en ce qui concerne les impacts tels que la pollution photochimique et la toxicité humaine. En effet, la pollution photochimique se réalise la plupart de temps en agglomération et en péri-agglomération dans des conditions anticycloniques que l'on retrouve plus spécifiquement en été. Le bruit de fond de ce milieu urbain est donc différent lors des pics de pollution. Nous n'avons pas pu tenir compte de ces différents bruits de fond selon le milieu et la période de l'année. En ce qui concerne la toxicité humaine, la diversité des bruits de fond selon les milieux n'a pas pu non plus être prise en compte. Dans cette approche *Site Dependent*, nous pouvons nous poser la question de la pertinence de la considération de tels paramètres au regard de la faisabilité de cette méthodologie. Cette considération ne nous fait-elle pas trop tendre vers l'approche *Site Specific* ? La juste mesure des paramètres à prendre en compte est difficile à réaliser entre l'approche *Site Dependent* et *Site Specific*.

Par ailleurs, l'utilisation de EUSES induit que les étapes réévaluées se réalisent en Europe. Or ce n'est pas forcément le cas : nous pouvons citer en exemple les émissions impactantes de l'étape de fabrication de la pile qui sont émises lors des procédés l'extraction

des matériaux, de fabrication de la membrane en Nafion et de l'assemblage membrane électrode. L'extraction des matériaux ne se réalise pas en Europe au regard de leur nature : platine et ruthénium principalement. La réévaluation de l'impact de ces émissions est sujette à des limites au regard des caractéristiques de l'environnement utilisées par EUSES et des bruits de fond pour calculer la PEC et le RCR. Ces données utilisées par EUSES ne sont vraisemblablement pas utilisables pour d'autres continents et notamment l'Afrique d'où est extrait le platine.

3.3.4 Le cas des NO_x

L'évaluation des NO_x par cette nouvelle méthodologie s'est avérée complexe du fait des deux substances comprises sous le terme NO_x. En effet, ce terme qualifie un mélange de deux polluants : NO, NO_2 dans des proportions inconnues. Afin de déterminer la concentration environnementale des NO_x, il faut renseigner EUSES sur les propriétés physico-chimiques de la substance. Or ce terme désignant le mélange de deux composés, il nous a été impossible de calculer une concentration unique pour les NO_x. Dès lors, au regard du comportement dans l'air, à température ambiante, de ces deux substances, nous considérons uniquement le NO_2 sous le terme NO_x pour le calcul de la concentration environnementale. Cette hypothèse semble tout à fait acceptable au regard du comportement du NO dans l'atmosphère. Le traitement des émissions de NO_x par cette nouvelle méthodologie et notamment par EUSES n'est, pour l'instant, pas satisfaisant mais semble néanmoins acceptable.

3.3.5 Le cas des sources mobiles d'émission

La prise en compte de la mobilité de la source est un point fort de cette méthodologie mais présente cependant des limites quant à son application notamment pour la réalisation de l'analyse de l'effet. Les émissions d'un véhicule étant très faibles, elles n'entraînent pas, le plus souvent, de dépassement de seuil ce qui nous conduit à conclure, dans un premier temps, à la non pertinence du calcul de l'impact. Cependant, le non calcul de ces impacts ne nous semble pas judicieux au regard de la problématique des émissions locales et notamment urbaines des véhicules automobiles dans un contexte plus global d'évaluation du trafic automobile, ce qui est totalement hors du périmètre de cette ACV. Nous pouvons préconiser, dans cette démarche plus globale d'évaluation du trafic, de considérer d'emblée comme pertinent le calcul de ces impacts locaux au regard des enjeux environnementaux actuels. Il est aussi possible de réfléchir à la réalisation d'une analyse de l'effet de ces émissions en

prenant peut-être en considération la contribution d'un véhicule par rapport à la totalité du parc.

Conclusion

Dans le cadre du projet GEM H2-PAC, l'Analyse du Cycle de Vie de quatre filières énergétiques apporte des réponses en termes de performances environnementales. La comparaison des quatre filières montre des résultats assez « paradoxaux » par rapport aux progrès environnementaux que sont censées apporter les filières alternatives telles que les filières hydrogène direct et bioéthanol hydrogène. Ces dernières apparaissent comme les plus impactantes en contribuant majoritairement à sept impacts sur les dix évalués. Nous pouvons noter notamment une forte contribution aux impacts effet de serre, épuisement des ressources fossiles, toxicité humaine et pollution photochimique, ces impacts étant les enjeux principaux des nouvelles politiques énergétiques dans un contexte de prise de conscience du réchauffement climatique et d'amélioration de la qualité de l'air. Pour certaines catégories d'impacts, les résultats de ces deux filières alternatives sont relativement proches. Cette proximité s'explique par la très forte contribution d'une étape du cycle de vie : l'étape de fabrication de la pile PEMFC. La disponibilité limitée et l'agrégation des données de cette étape ne nous permettent pas de proposer des pistes précises d'amélioration. La fabrication de la pile PEMFC est donc le principal verrou de cette filière. La filière hydrogène combustion montre, quant à elle, des résultats encourageants.

Dès lors, nous avons choisi, dans un deuxième temps, de comparer les quatre filières sans prendre en compte l'étape de fabrication du système de « motorisation » au regard des résultats d'impacts de l'étape de fabrication de la pile. Les filières essence et hydrogène combustion apparaissent comme les filières les plus impactantes. Nous avons, alors, comparé les deux filières alternatives hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène. Cette comparaison met en évidence les meilleures performances environnementales de la filière bioéthanol-hydrogène. En mettant en perspectives ces résultats par rapport aux objectifs des politiques énergétiques, il apparaît que la filière bioéthanol-hydrogène contribue majoritairement à l'épuisement des ressources abiotiques et à l'effet de serre, et que la filière hydrogène direct contribue majoritairement à la toxicité humaine et à la pollution photochimique. Il semble difficile de trancher de manière « nette » entre ces deux filières.

L'examen des étapes du cycle de vie et des flux responsables de ces impacts montre que peu d'améliorations peuvent être apportées au regard de la nature de ces étapes impactantes qui ne sont pas maîtrisées par le GEM : la production d'électricité par exemple où une réduction de la consommation peut être préconisée. La seule étape maîtrisée par le GEM apparaissant comme impactante et donc susceptible d'être améliorée, dans le cadre du projet H2 PAC, est le procédé de purification PSA de la filière hydrogène pour lequel l'installation d'une unité de traitement des gaz peut être préconisée. Ces améliorations devront être évaluées afin d'identifier les possibles transferts de pollution. Par ailleurs, les résultats ont mis en évidence la problématique du stockage sur charbon actif de l'hydrogène pour la filière hydrogène direct et la production du bioéthanol pour la filière bioéthanol-hydrogène. Ces deux étapes symbolisent la problématique du stockage direct ou indirect de l'hydrogène pour une utilisation mobile, dans un véhicule.

La nouvelle méthodologie de classification selon l'approche *Site Dependent* est appliquée à l'évaluation de ces filières. Nous avons restreint cette application à la source fixe la plus impactante au regard des résultats précédents : la fabrication de la pile, et à deux sources mobiles : les moteurs à combustion interne alimentés respectivement en essence et en hydrogène. En ce qui concerne l'étape de fabrication de la pile, nous avons choisi de réévaluer les impacts locaux et régionaux des émissions les plus impactantes : HF, SO_2 et NO_x. Lors de cette réévaluation, le calcul de l'impact toxicité humaine des émissions de HF n'est pas jugé pertinent au regard du RCR calculé alors que le calcul du même impact engendré par les émissions de SO_2 est jugé pertinent au regard du RCR calculé. Les impacts pollution photochimique et acidification des émissions de SO_2, n'étant pas soumis au seuil d'effet, sont jugés d'emblée pertinents et sont réévalués à partir d'une masse calculée à partir de la PEC évaluée par EUSES. Les NO_x posent un problème au regard de la pluralité des substances comprises sous le terme NO_x. Pour simplifier notre étude, nous avons choisi d'évaluer le NO_2 pour le terme NO_x. En ce qui concerne la réévaluation des impacts des moteurs essence et hydrogène, deux substances sont réévaluées pour le moteur essence : le CO et les NO_x, et une pour le moteur hydrogène : les NO_x. Ces émissions étant issues de sources mobiles d'émission, nous avons eu recours au découpage du parcours en sites fixes équivalents.

La réévaluation des impacts locaux et régionaux de ces sources fixes et mobiles permet de mieux appréhender la quantité de polluant en contact avec les cibles en modélisant les phénomènes de transport et dégradation des substances et le dépassement des seuils d'effet grâce à EUSES. Tous les impacts réévalués montrent des valeurs plus faibles et pour les sources mobiles, leur contribution n'apparaît plus majoritaire par rapport aux autres étapes du

cycle de vie. Cette méthodologie présente, néanmoins, quelques limites notamment en termes de longueur de la procédure qui en restreint son application aux sources mobiles et aux sources fixes les plus impactantes et en ce qui concerne le calcul de la masse de la substance à partir de la PEC.

Chapitre 4 – La question du risque

1 Le syndrome Hindenburg et la question de l'acceptation sociale

L'industrialisation et la commercialisation de l'hydrogène comme nouveau vecteur énergétique doit passer par l'acceptation de sa mise en place par le public. Cette technologie en rupture est souvent considérée comme dangereuse. Cette impression de dangerosité résulte de l'accident du Hindenburg en 1937 et est appelée le « syndrome Hindenburg ». Face à l'existence de ce syndrome, l'acceptation sociale de la technologie hydrogène au sein des véhicules pourrait être longue et difficile.

1.1 Le syndrome Hindenburg

En 1937, dans le New Jersey aux Etats-Unis, l'accident d'un zeppelin a marqué la conscience collective [CROWL et JO, 2007]. Le zeppelin allemand Hindenburg a pris feu à l'aéroport de Lakehurst le 6 mai 1937 faisant une trentaine de morts. L'incendie de ce zeppelin a rapidement été attribué à la présence de 200000 m^3 d'hydrogène. Cet événement est à l'origine d'un syndrome de peur de l'hydrogène appelé « syndrome Hindenburg ». De nombreuses autres hypothèses, en ce qui concerne les causes de l'accident, ont vu le jour. Parmi les plus reprises, une hypothèse avance la possibilité que le zeppelin se soit chargé en électricité statique et une autre que la présence d'un vernis recouvrant le zeppelin ait favorisé l'apparition d'étincelles. Au regard de ces hypothèses, l'hydrogène présent n'aurait fait qu'amplifier la force et l'intensité de l'incendie mais ne l'aurait pas provoqué. Malgré la mise en évidence de la relative responsabilité de l'hydrogène, le « syndrome Hindenburg » semble persister depuis cet événement. Il est donc nécessaire de mieux comprendre l'étendue et le pouvoir de ce syndrome en termes d'acceptation sociale.

1.2 La question de l'acceptation sociale

Parallèlement à la forte industrialisation et à la complexification des systèmes industriels, les risques, inhérents à ce développement industriel et technologique, sont de moins en moins acceptés par le public. Avant d'aborder la problématique d'acceptation sociale, il est important de définir la notion de risque. Parmi les différentes définitions du terme « risque », les deux suivantes sont retenues par les experts :

- « combinaison de la probabilité d'un événement et de ses conséquences » [ISO, 2002] ;

- « combinaison de la probabilité qu'un événement dangereux spécifié survienne et des conséquences d'un tel événement » [OHSAS, 2007].

Au regard de ces deux définitions, le terme de « risque » est une combinaison de deux paramètres quantifiables : la probabilité et la gravité.

L'acceptation d'une technologie peut être identifiée par l'analyse de ses bénéfices par rapport à des technologies rendant le même service mais considérées comme étant « sans danger » [SCHULTE et al, 2004]. L'acceptation sociale est alors définie par trois critères : le risque, la perception du risque et la satisfaction des usagers. Ces trois critères traduisent respectivement le niveau de risque théorique de la technologie, la perception de ce niveau de risque par le public qui est généralement différente du niveau de risque théorique et la potentialité de satisfaction des besoins de l'usager par cette nouvelle technologie. Le succès de la mise en place d'une nouvelle technologie passe par l'analyse et l'adéquation de ces trois critères.

Parmi ces trois critères, Dinse [SCHULTE et al, 2004], en considère un comme primordial, il s'agit de la perception du niveau de risque par les usagers. Cette perception est subjective, qualifiée souvent d'irrationnelle et, la plupart du temps, déformée par rapport au niveau de risque théorique. Cette déformation entraîne des réticences en termes d'acceptation. Il semble donc pertinent d'examiner de manière plus précise ce critère afin de comprendre ces enjeux et ces limites et de diminuer l'écart entre niveau de risque théorique et perception de ce niveau de risque. D'autres auteurs et notamment Stobart et Wang [SCHULTE et al, 2004] mettent en avant l'importance de la satisfaction des besoins du client. Généralement, les alternatives technologiques apportent un gain en termes d'efficacité ou une valeur ajoutée en termes d'impacts sur l'environnement. Le choix de l'usager pour une technologie alternative est fondé sur l'adéquation entre le service rendu, la commodité d'utilisation et la valeur ajoutée. La perception de la valeur ajoutée est donc, pour ces auteurs, le point clé du choix. Cette perception dépend de nombreux facteurs tels que l'éducation, l'information et l'expérience.

Les deux points clé de l'acceptation d'une nouvelle technologie apparaissent donc comme étant la perception du niveau de risque et la satisfaction de l'usager. Dans le cadre de la mise en place d'une filière hydrogène énergie, la satisfaction de l'usager est atteinte par le service rendu et la valeur ajoutée environnementale. Pour que la perception de cette valeur ajoutée environnementale soit bonne, il semble essentiel d'informer les usagers sur les gains

environnementaux apportés par cette nouvelle technologie. Cette information est généralement fondée sur la réalisation d'une évaluation environnementale.

Concernant la perception du risque, les mesures pour amoindrir l'écart entre le niveau de risque perçu et le niveau de risque réel sont la mise en place de réglementation et de normalisation destinées certes à maîtriser voire réduire les risques mais aussi à « rassurer » le public.

1.3 La réponse réglementaire et normative à l'utilisation de l'hydrogène dans un véhicule

Les risques liés à la production et à l'utilisation de l'hydrogène dans l'industrie sont connus et bien maîtrisés. Cependant l'utilisation de l'hydrogène comme vecteur énergétique étant récente (hors secteur aérospatial), les risques liés à cette utilisation sont bien moins connus et les réglementations et normalisations existantes sur l'hydrogène sont loin d'être adaptées à cette utilisation. Dès lors, il semble essentiel d'établir de nouveaux référentiels ou d'adapter ceux existants à une utilisation énergétique pour une application mobile et plus précisément pour le transport automobile. En effet, tout particulièrement, l'utilisation de l'hydrogène dans un véhicule induit une forte exposition des usagers contrairement à l'utilisation industrielle où les plus exposés sont les travailleurs. Cette importance de l'exposition des usagers nécessite l'élaboration de règlements et de normes visant à garantir un niveau de sécurité adéquat.

1.3.1 Réglementation européenne

Il n'existe pas de réglementation spécifique à l'utilisation de l'hydrogène comme vecteur énergétique dans un véhicule. Certaines directives liées à l'hydrogène existent pour la protection des travailleurs, des équipements et pour la législation relative aux Installations Classées. Par ailleurs, l'Europe travaille, depuis peu, sur une réglementation spécifique à l'utilisation de l'hydrogène dans une pile à combustible.

En termes de directives existantes, l'application de la directive SEVESO peut couvrir les sites industriels produisant ou stockant de l'hydrogène en grande quantité. La directive SEVESO II 96/82/CE du 9 décembre 1996 relative à « la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses » est un texte ayant un poids

important dans la mise en place de la filière hydrogène énergie. Cette directive permet de réglementer différentes activités liées à la filière hydrogène énergie :

- la production d'hydrogène par la rubrique 1415 ;
- le stockage de l'hydrogène par la rubrique 1416.

L'Europe a, depuis quelques années, commencé l'élaboration d'une réglementation spécifique à l'utilisation de l'hydrogène énergie et à la technologie de la pile à combustible. A travers le projet « European Integrated Hydrogen Project (EIHP)», l'Europe propose une harmonisation de la réglementation pour les véhicules à hydrogène et pour les infrastructures de distribution : WP29 du comité des transports terrestres de l'ONU, en remplacement des réglementations nationales, projet entérinée par l'ONU. Ce projet se compose de deux phases :

- la phase 1 est une phase d'harmonisation des différents règlements des états membres, terminée depuis 2000 ;
- la phase 2 est une phase d'étude de la sécurité des véhicules à hydrogène et des installations de distribution, terminée depuis 2004.

De ce travail a résulté l'élaboration de deux textes concernant le stockage de l'hydrogène respectivement sous forme gazeux et liquide. Ces deux textes viennent compléter la directive SEVESO II.

1.3.2 Réglementation française

Sur le plan national, comme à l'échelon européen, les réglementations sur l'hydrogène concernent l'industrie au regard de la loi visant les Installations Classées (loi n°76-663 du 19 juillet 1976) et la transposition de la directive SEVESO II. Il n'existe pas de textes réglementaires français spécifiques à l'utilisation d'une pile à combustible dans un véhicule ou à l'utilisation de l'hydrogène dans un véhicule. La réglementation visant les Installations Classées peut être appliquée pour certaines activités de la filière et notamment la production de l'hydrogène.

Néanmoins, il existe un plan d'actions portant sur l'hydrogène et les piles à combustible qui finance des projets tels que SEREPAC et PAN-H. Ces projets concernent différentes thématiques dont entre autres l'acceptabilité sociale, la sécurité et les travaux concernant la

réglementation. Ces projets doivent conduire à un programme d'évolution de la réglementation en ce qui concerne le stockage de l'hydrogène et son utilisation.

SEREPAC dont l'acronyme signifie la **SE**curité, la **RE**glementation et la normalisation des systèmes **P**iles **A C**ombustible est un projet qui a été labellisé en 2000 par le Réseau Technologique Piles à Combustible (PaCo) [CHELHAOUI et al, 2002] dans lequel s'implique principalement : l'INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des RISques), ALPHEA (Association Lorraine pour la Promotion de l'Hydrogène Et de ses Applications) et le CEA (Commissariat à l'Energie Atomique). Ce projet, dont l'étude se limite au système pile à combustible et ses auxiliaires, a pour objectifs principaux :

- l'établissement d'un panorama réglementaire et normatif des systèmes piles à combustible ;
- l'identification des freins de développement de la filière ;
- la proposition d'axes de progrès.

Le bilan de ce projet [CHELHAOUI et al, 2002] est riche en informations sur la connaissance du marché des piles à combustible, sur les sources de danger inhérentes à leur utilisation en application stationnaire et mobile, sur les réglementations et normes existantes ou en travaux et sur les futurs axes de travail.

Le programme PAN-H (Plan d'Action National pour l'Hydrogène) est un programme de recherche et d'innovation regroupant des acteurs issus du secteur privé et du secteur public, financé depuis 2005 par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR). Il tend à développer industriellement la filière hydrogène via l'utilisation de piles à combustible et tente d'assurer un développement compatible avec le marché et pouvant durer sur le long terme. Au terme des trois appels à projets de ce programme, l'ANR a mobilisé environ 72 M€ pour la filière hydrogène, ce qui représente 22 % du budget consacré à la thématique « Energie durable et environnement ».

1.3.3 Activité de normalisation

Selon l'article 1er du décret du 26 janvier 1984 relatif au statut de la normalisation, « la normalisation a pour objet de fournir des documents de référence comportant des solutions à des problèmes techniques et commerciaux concernant les produits, biens et services ».

L'activité de normalisation est en pleine effervescence pour la mise en place de la filière hydrogène énergie. Au cœur de cette activité, le projet HYSAFE (Safe use of hydrogen as energy carier) est un réseau d'excellence composé d'industriels et de centres de recherche dont l'objectif est de permettre un déploiement sûr de la filière hydrogène énergie. Les missions de ce projet se déclinent essentiellement autour de la sécurité grâce à la réalisation d'analyses de risques, la définition des priorités de recherche, la coordination des différents acteurs européens, l'élaboration de normes, de règlements et de guides de bonnes pratiques et la dissémination de l'information à l'échelle européenne.

Seules des normes internationales et américaines ont été élaborées pour une application mobile de la pile à combustible. En ce qui concerne les normes internationales, depuis le début des années 90, deux comités techniques travaillent à l'élaboration de normes pour cette filière hydrogène énergie :

- le comité technique ISO TC 197 « Technologies de l'hydrogène » ;
- le comité technique IEC TC 105 « Technologies des piles à combustible ».

Le comité ISO TC 197, existant depuis 1990, élabore des normes relatives notamment aux procédés de production, de transport, de stockage et d'utilisation de l'hydrogène. Ce comité est constitué de sept groupes de travail dont quatre étudient l'application mobile. A ce jour, huit normes ont été publiées et certains groupes de travail restent encore en activité.

Le comité IEC TC 105, existant depuis 1996, élabore des normes relatives à la technologie des piles à combustible pour une application stationnaire et mobile. Un seul groupe de travail porte sur l'application mobile. Ce comité étudie essentiellement les piles stationnaires et d'autres comités travaillent sur l'application mobile tels que IEC TC 69 « véhicules électriques », ISO TC 22 « véhicules sur route » et ISO TC 22/SC21 « véhicules électriques sur route ».

Ces deux comités TC 197 et TC 105 ont des accords de coopération en ce qui concerne les domaines de compétences respectifs de chacun et leur coopération sur certains sujets. Le comité TC 197 a en charge les travaux sur les systèmes pile à combustible. Le comité TC 105 a en charge les travaux sur les infrastructures de distribution de l'hydrogène. Cette activité de normalisation est assez récente et pas encore suffisante pour permettre la mise en circulation sûre de véhicules hydrogène mais un grand nombre de normes est en préparation.

Pour élaborer les normes américaines, la Society of Automotive Engineer (SAE) est à l'origine d'un comité technique spécifique aux piles à combustible. En termes de sûreté de fonctionnement, trois groupes de travail se distinguent : les J2578 et J2579 pour la sécurité et le J2600 pour l'interface de remplissage.

Enfin en Europe, parallèlement à ce travail de réglementation et de normalisation, des programmes de recherche portant sur la sécurité de l'hydrogène sont menés avec entre autres :

- le projet français DRIVE qui examine les différentes situations de fuites de l'hydrogène avec à terme l'élaboration d'une base de données;
- le projet français Althytude qui teste le fonctionnement de bus alimentés avec un mélange de gaz naturel et d'hydrogène ;
- le projet européen HyApproval qui tente de développer un guide de bonnes pratiques pour la construction et l'exploitation de stations-service délivrant de l'hydrogène ;
- le projet européen Hychain Mini-Trains qui teste des véhicules utilisant une pile à combustible alimentée en hydrogène.

Dans l'espoir de maîtriser les risques et de remédier à cette problématique d'acceptation sociale de la filière hydrogène énergie, la réglementation et la normalisation pour la filière hydrogène énergie ont été développées. Ces textes tentent d'assurer un cadre de développement et d'utilisation de ces technologies mais ne semblent pas modifier la mauvaise perception du risque qu'ont les usagers. Ces activités de réglementation ciblent essentiellement les procédés de stockage et de distribution de l'hydrogène et non la mise en circulation de véhicules utilisant la technologie de la pile à combustible. Les activités de normalisation sont en avance sur la réglementation en travaillant sur la problématique de l'utilisation stationnaire et mobile de la pile. Ce panorama met en évidence la complexité de ce contexte causée par un manque certain de maturité de cette technologie et un nombre important d'acteurs. La phase d'expérimentation débute à peine et c'est le retour de cette phase qui permettra l'élaboration de réglementations et normes pertinentes. Ce manque en termes de réglementation et normes, peut entraîner une réticence du public envers la technologie de la pile à combustible, du fait du manque d'accès à des informations fiables sur les risques réels encourus et les moyens de maîtrise associés. Pour diminuer l'écart entre le

niveau de risque réel encouru et la perception de ce niveau de risque par les usagers, il semble pertinent d'utiliser des outils d'analyse de risques.

2 Etat de l'art de l'analyse de risques et notion de cycle de vie

Face à la problématique de maîtrise des risques et d'acceptation sociale du risque industriel en général, les décideurs ont mis en place des démarches de gestion des risques et ont développé des outils d'analyse de risques.

2.1 Analyse de risques - Définition

Selon la norme française FD ISO/CEI Guide 73 [ISO, 2002] qui s'intitule « Management du risque – Vocabulaire », l'analyse de risques est « une utilisation systématique d'informations pour identifier les sources et pour estimer les risques ». L'analyse de risques s'intègre généralement dans une démarche plus globale : la gestion des risques.

La gestion des risques se compose de trois grandes étapes dont les deux premières étapes sont regroupées sous le terme d'appréciation des risques :

- l'analyse de risques qui est l'identification et l'estimation des risques ;
- l'évaluation des risques qui est la détermination de l'importance de chaque risque selon des critères de risques ;
- le traitement et la maîtrise des risques qui est la mise en œuvre et le suivi des mesures de correction.

Au sein de cette démarche de gestion des risques, l'analyse de risques est une étape essentielle et revêt un aspect plus technique et méthodologique que le reste de la démarche à caractère plutôt managérial [DASSENS, 2007]. Une analyse de risques se compose généralement de quatre étapes [ISO, 2002] :

- la définition des objectifs ;
- l'identification des sources de danger aussi appelées situations dangereuses ;
- l'identification des risques ;
- l'estimation des risques.

Deux points clés ressortent de cette méthodologie : l'analyse qualitative des sources de danger et la quantification des risques. L'analyse qualitative permet d'identifier les sources de danger, les événements redoutés et parfois l'analyse des scénarios d'accidents. La quantification des risques permet l'estimation du niveau de risque R = f (P ; G) où R est le niveau de risque, P la probabilité d'occurrence de l'accident et G la gravité des conséquences de l'accident. D'autres paramètres peuvent être utilisés pour estimer le niveau de risque tels qu'un coefficient de maîtrise ou de détectabilité. Selon le contexte de l'étude, deux approches peuvent être utilisées pour quantifier les risques :

- une approche probabiliste où les conséquences potentielles de l'accident sont pondérées par des probabilités d'occurrence ;
- une approche déterministe où la gravité maximum est recherchée.

De nombreuses méthodes d'analyses de risques ont été développées. La plupart de ces méthodes permettent d'étudier un système industriel spécifique dans sa complexité. Ces méthodes d'analyse de risques requièrent donc une connaissance très fine des processus et des flux.

Face à la problématique d'acceptation sociale de la mise en place de la filière hydrogène énergie, quelques analyses de risques ont été menées sur certaines étapes clés de cette filière : la distribution et les modes de stockage notamment.

2.2 Les analyses de risques portant sur l'utilisation énergétique de l'hydrogène dans les transports

Face au développement de la filière hydrogène énergie, de nombreux auteurs (cf. tableau 4.1) se sont penchés sur la problématique d'acceptation et essentiellement sur un des critères de cette problématique : le niveau de risque de l'utilisation de l'hydrogène en tant que vecteur énergétique pour le transport outre les programmes et projets répertoriés au § 1.1.3 de ce chapitre.

Tableau 4.1 : Inventaire non exhaustif des études portant sur les risques liés à la filière hydrogène énergie

Référence	**Nom de l'étude**
SWAIN et al, 1999	Experimental verification of a hydrogen risk assessment method
VENETSANOS, 2003	Source, dispersion and combustion modelling of an accidental release of hydrogen in an urban environment
RIGAS et SKLAVOUNOS, 2005	Evaluation of hazards associated with hydrogen storage facilities
CANCELLI, 2005	Accidental release of hydrogen from a cryogenic tank
MATTHIJSEN et KOOI, 2006	Safety distances for hydrogen filling stations
ROSYID, 2006	System analytic safety evaluation of the hydrogen cycle for energetic utilization
CROWL et JO, 2007	The hazards and risks of hydrogen
MACINTYRE et al, 2007	Canadian hydrogen safety program
ROSYID et al, 2007	Risk analysis for the infrastructure of a hydrogen economy
SCHJOLBERG et OSTDAHL, 2008	Security and tolerable risk for hydrogen service stations

Ces différents articles sont examinés au regard du contexte de l'étude, des objectifs poursuivis, de la méthode utilisée et des résultats obtenus.

2.2.1 Le contexte de l'étude

Dans un contexte de rareté des ressources fossiles, la filière hydrogène semble émerger. Pour une transition économique et une mise en place sûre de cette filière, il est nécessaire de comprendre les risques qu'elle engendre. Ces risques sont le plupart du temps mal perçus par la population et c'est pourquoi certaines institutions ou organismes ont la volonté de les évaluer : on peut citer en exemple les études du Ministère allemand du Logement et du National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) [MATTHIJSEN et KOOI, 2006], du Canadian Transportation Fuel Cell Alliance (CFTCA) [MACINTYRE et al, 2007] et de la Commission Européenne qui finance partiellement un travail dans le cadre de la phase 2 du EIHP [VENETSANOS, 2003].

2.2.2 Le sujet et les objectifs de l'étude

La plupart de ces études concentrent leurs efforts d'analyses sur les phases de stockage, de distribution et d'utilisation de l'hydrogène.

Quatre études concernent le stockage de l'hydrogène en étudiant les causes possibles de fuites du réservoir, la dispersion de l'hydrogène et les conséquences en termes d'explosion et/ou d'incendie. Il s'agit des travaux de Swain [SWAIN et al, 1999] qui désire vérifier la fiabilité d'une méthode de prédiction du comportement de l'hydrogène dans une enceinte ventilée. Une autre étude compare les risques liés au stockage d'hydrogène et de carburants

conventionnels (essence et méthane) [CROWL et JO, 2007]. Deux autres études, [VENETSANOS, 2003] et [CANCELLI, 2005], s'intéressent également au comportement de l'hydrogène stocké respectivement sous forme gazeuse à 200 bar et sous forme liquide à 20 K, à partir d'accidents ayant, réellement, eut lieu.

[MATTHIJSEN et KOOI, 2006] et [SCHJOLBERG et OSTDAHL, 2008] examinent la phase de distribution de l'hydrogène. La première étude, dans une démarche d'aménagement du territoire, veut établir la distance minimum de sécurité pour des stations-service délivrant de l'hydrogène gazeux à 350 et 700 bar, du gaz naturel et du gaz de pétrole liquéfié. La deuxième étude a la volonté de déterminer le niveau de risque tolérable pour une station-service produisant sur site de l'hydrogène gazeux à partir de gaz naturel.

[RIGAS et SKLAVOUNOS, 2005] travaillent sur les deux étapes que sont le stockage et la distribution de l'hydrogène gazeux ou liquide afin d'identifier les accidents potentiels principaux susceptibles de se produire. L'étude commanditée par le CFTCA dont la volonté est de faciliter l'acceptation sociale de produit/service/système de l'Industrie Canadienne de l'Hydrogène par la communauté canadienne des parties intéressées de l'hydrogène, fait état de six projets combinant des analyses quantitatives des risques et des expérimentations permettant de comprendre le comportement de l'hydrogène [MACINTYRE et al, 2007]. Ces six projets concernent le stockage, la distribution et l'utilisation de l'hydrogène dans une pile à combustible. Enfin, une dernière étude [ROSYID et al, 2006] examine la filière hydrogène énergie pour les applications mobile et stationnaire. Pour l'application mobile, elle considère comme étapes problématiques en termes de sécurité les étapes de stockage et distribution de l'hydrogène dont elle analyse les risques.

Crowl et Jo comparent, de manière générale, les propriétés de l'hydrogène à celles du gaz naturel et de l'essence [CROWL et JO, 2007].

2.2.3 La méthode

Ces études s'appuient sur des méthodes différentes pour évaluer les risques de la filière hydrogène énergie.

Les études de [VENETSANOS, 2003] et [CANCELLI, 2005], s'intéressent à l'analyse d'un accident s'étant déjà produit et mettant en cause de l'hydrogène stocké, respectivement sous forme gazeuse et cryogénique. La première étudie un accident s'étant produit en 1983 dans le centre urbain de Stockholm (Suède) avec la libération de 13,5 kg d'hydrogène gazeux (200 bar) transportés par un camion de livraison. L'utilisation d'un modèle numérique de dynamique des fluides (Computational Fluid Dynamics ou CFD), permet d'identifier la source de la fuite, le comportement de l'hydrogène libéré et les conséquences de la fuite. Cancelli s'intéresse à un accident s'étant produit en 1991 à la station ferroviaire Porta Susa à Turin (Italie). Il s'agit d'une fuite d'hydrogène d'un wagon-citerne transportant 2600 kg d'hydrogène liquide. A l'instar de ces deux études, deux autres études utilisent le même modèle CFD pour modéliser le comportement de l'hydrogène. Swain [SWAIN et al, 1999] étudie le comportement de l'hélium afin de calibrer un CFD « commercial » pour l'appliquer à l'hydrogène, l'hélium montrant un comportement similaire à l'hydrogène. Une autre étude [RIGAS et SKLAVOUNOS, 2005] étudie le comportement de l'hydrogène, via le CFD, en comparant deux modes de stockage : gazeux et cryogénique. Cette étude élabore également un arbre des causes afin d'établir les différents scénarios d'accident. Enfin, une dernière étude modélise le comportement de l'hydrogène gazeux afin de déterminer les distances de sécurité dans la mise en place de stations-service d'hydrogène [MATTHIJSEN et KOOI, 2006]. L'arbre des causes (méthode HAZOP et FMEA) est utilisé dans une autre étude [ROSYID et al, 2006] pour comparer le risque de l'hydrogène gazeux à une technologie concurrente le gaz de pétrole liquéfié.

Au regard du manque de données concernant les infrastructures de cette filière hydrogène, deux études se basent sur les propriétés physico-chimiques de l'hydrogène pour identifier les risques. Schjolberg [SCHJOLBERG et OSTDAHL, 2008], afin d'évaluer le niveau de risque acceptable d'une station-service produisant et délivrant de l'hydrogène, compare les différentes propriétés de l'hydrogène à celles de carburants conventionnels (essence et méthane). Cette étude est basée sur la norme IEC 61508 relative à la sécurité

fonctionnelle des systèmes électriques/électroniques/électroniques programmables relatifs à la sécurité. Crowl et Jo étudient, de manière générale, les propriétés physico-chimiques de l'hydrogène comparées à celles du gaz naturel et de l'essence [CROWL et JO, 2007].

2.2.4 Les résultats

Il existe dans la littérature de nombreuses études de risques sur l'hydrogène ou plus précisément sur une des phases de la filière hydrogène énergie. La plupart de ces études sont basées sur un accident réel et tentent de comprendre les mécanismes de cet accident, son étendue et la gravité de ses conséquences pour en déduire le niveau de risque lié à l'utilisation de l'hydrogène dans un véhicule.

Les études modélisant des accidents s'étant déjà produits déterminent les causes de l'accident. En ce qui concerne l'accident ferroviaire, la fissuration de la paroi externe de la citerne a provoqué une perte de vide dans l'isolation entraînant un important échange de chaleur [CANCELLI, 2005]. En ce qui concerne l'accident de Stockholm, une source d'ignition a provoqué l'incendie dix secondes après le début de la fuite d'hydrogène [VENETSANOS, 2003]. En termes de comportement de l'hydrogène après une fuite, l'étude du RIVM atteste que la distance de sécurité requise pour les stations-service d'hydrogène est identique à celle requise pour les stations de gaz naturel [MATTHIJSEN et KOOI, 2006]. Par contre les stations délivrant du gaz de pétrole liquéfié demandent une plus grande distance de sécurité car elles présentent, selon l'auteur, un niveau de risque plus élevé. Ces résultats sont confirmés par l'étude des arbres des causes et des conséquences de [ROSYID et al, 2006] et de [RIGAS et SKLAVOUNOS, 2005]. [SCHJOLBERG et OSTDAHL, 2008]. Ces auteurs confirment ces résultats en affirmant que le niveau de risque tolérable d'une station-service délivrant de l'hydrogène est similaire à celui d'une station-service délivrant des carburants tels que l'essence et le diesel. Enfin, une étude concernant seulement l'hydrogène en tant que substance, atteste, de manière générale, sa nature dangereuse à partir uniquement de ses propriétés physico-chimiques par rapport aux propriétés physico-chimiques du gaz naturel et de l'essence [CROWL et JO, 2007].

De manière générale, ces différentes études se focalisent sur une phase du cycle de vie de la filière hydrogène qui se compose de deux étapes : le stockage et la distribution

d'hydrogène. L'ensemble du cycle de vie de la filière n'est pas étudié. L'étude poussée de ces deux étapes est cohérente dans un contexte d'acceptation sociale car il s'agit des principales étapes où le public est directement concerné en tant qu'acteur. En complément de ces étapes, l'étape d'utilisation de l'hydrogène via une pile à combustible pourrait être étudiée puisque l'usager peut être en contact direct avec la pile. Une seule étude met la pile au cœur de l'un de ces projets de recherche [MACINTYRE et al, 2007]. Cependant, de manière implicite en considérant le stockage de l'hydrogène, ces études prennent en compte cette étape mais, par contre, l'étape même de conversion de l'hydrogène n'est pas étudiée. Dans ce contexte d'acceptation sociale, de nombreuses études comparent la technologie hydrogène aux technologies conventionnelles (essence et GNV) et concurrentes (GPL) et mettent en évidence un niveau de risque assez comparable. Finalement, la compréhension des accidents (étude *a posteriori* d'accidents s'étant déjà produits) et des scénarios d'accidents (arbre des causes) permet de « démystifier » l'hydrogène.

Dans l'examen de ces études, nous avons délibérément omis une étude [ROSYID, 2006]. Cette étude va être examinée de manière plus détaillée car elle tente d'évaluer l'ensemble du cycle de vie de la filière hydrogène énergie.

2.2.5 Etude de [ROSYID, 2006]

[ROSYID, 2006] est le seul, à notre connaissance, à s'être intéressé à l'ensemble du cycle de vie de la filière hydrogène énergie dans une démarche d'analyse de risques.

Cette étude intitulée *System analytic safety evaluation of the hydrogen cycle for energetic utilization* a pour objectif de déterminer le niveau de risque de la filière hydrogène énergie sur toutes les étapes de son cycle de vie afin de permettre une mise en place sûre à grande échelle [ROSYID, 2006]. Pour cela, Rosyid propose de réaliser une analyse de risques quantitative (QRA) pour évaluer les risques, identifier les points faibles, qualifier et quantifier des propositions d'améliorations.

Toutes les étapes du cycle de vie sont analysées pour deux technologies de la filière hydrogène énergie : l'utilisation dans un moteur thermique d'un véhicule et l'utilisation dans une pile à combustible avec cogénération de chaleur pour une application stationnaire. Dans un premier temps, une liste aussi exhaustive que possible des scénarios d'accidents de toutes les étapes a été dressée. La probabilité d'occurrence de chaque scénario a été estimée en

utilisant une approche probabiliste analytique en examinant les arbres des causes. Le logiciel PHAST est, ensuite, utilisé pour prédire la taille et la forme des zones géographiques à risque selon les scénarios établis au préalable. Finalement, les conséquences et la probabilité d'occurrence sont combinées pour estimer le risque pour l'environnement. Ce risque estimé est ensuite comparé avec une référence existante par exemple le GPL. Le niveau de risque résultant est, en fait, conditionné par des critères de risques choisis, il s'agit de l'étape d'évaluation des risques. Ces critères de risques tentent de traduire le contexte d'acceptation sociale. Rosyid conclue qu'en ce qui concerne les risques individuels, le niveau de risque de la filière hydrogène est plus élevé que celui du GPL mais qu'en ce qui concerne les risques sociétaux, la filière hydrogène présente un risque moins élevé. Donc, dans un contexte d'acceptation sociale, le risque de la filière hydrogène est plus faible que celui du GPL.

Au regard des différentes études passées en revue et notamment celle de Rosyid, la prise en compte de l'ensemble du cycle de vie de la filière hydrogène dans une démarche d'analyse des risques, semble pertinente.

2.3 Notion de cycle de vie et analyse de risques

Dans un contexte de développement d'une filière énergétique alternative, il semble pertinent d'effectuer ce développement dans une démarche d'écoconception et donc d'intégrer la prise en compte de l'environnement à chaque étape du cycle de vie. Face à la problématique d'acceptation sociale de nouvelles filières en rupture technologique avec les précédentes, une réflexion doit être menée afin d'intégrer les critères de sûreté tout au long de son développement et de sa mise en place.

Ce qui apparaît de manière flagrante dans la plupart des analyses de risques réalisées autour de la question de l'hydrogène énergie est le problème de connaissance des procédés de cette filière et l'unique prise en compte des étapes concernant les usagers. Que cela soit en termes de production, de transport, de distribution ou d'utilisation de l'hydrogène, la filière étant à l'état de développement, peu de données fiables sont disponibles. Dès lors, il semble difficile de réaliser une analyse de risques des procédés de cette filière. Cependant, une prise en compte des risques sur l'ensemble de cette filière s'impose dans un contexte d'acceptation sociale et de volonté de mise en place d'une économie hydrogène. Cette prise en compte de l'ensemble de la filière a été réalisée à travers la thèse de Rosyid. Rosyid effectue une analyse

de risques quantitative qui requiert du temps en termes de recueil des données et de traitement des résultats. L'étude des procédés GEM a montré que nous disposons d'un nombre insuffisant de données pour réaliser une analyse quantitative. Dans notre étude, nous avons choisi de prendre en compte toutes les étapes du cycle de vie de la filière hydrogène à travers une méthodologie d'analyse qualitative des risques du fait du peu de données à notre disposition. Nous appelons cet outil : Analyse de Risques du Cycle de Vie (ARCV).

3 Méthodologie pour l'évaluation des risques tout au long du cycle de vie

La prise en compte de la notion de cycle de vie dans une démarche d'analyse de risques demande une adaptation de la méthodologie classique d'analyse de risques. Afin de construire cette nouvelle méthodologie, nous nous appuierons sur la méthodologie de l'ACV qui permet d'évaluer des impacts environnementaux potentiels tout le long du cycle de vie d'un système. Une fois ces adaptations faites, cette nouvelle méthodologie sera explicitée et appliquée à deux filières énergétiques : la filière hydrogène et la filière essence.

3.1 La prise en compte de la notion de cycle de vie dans une démarche d'analyse de risques

La notion de cycle de vie n'est pas prise en compte dans la méthodologie classique des analyses de risques. Pour intégrer cette notion à la méthodologie d'analyse de risques sur le modèle de la méthodologie de l'ACV, nous avons réalisé quelques adaptations de la méthodologie d'analyse de risques.

3.1.1 Analyse de risques et Analyse du Cycle de Vie

La prise en compte de la notion de cycle de vie dans l'analyse de risques de la filière hydrogène apparaît aussi essentielle et pertinente que sa prise en compte dans la réalisation d'une évaluation environnementale. Dans cette dernière, cette prise en compte nécessite un outil adapté à cette exhaustivité entraînant le recueil d'un nombre important de données. Cet outil est l'Analyse du Cycle de Vie. Dans le cadre d'une analyse de risques, aucun outil existant ne permet de prendre en compte la notion de cycle de vie. Cette méthodologie doit permettre de prendre en compte les risques d'accident tout au long du cycle de vie de la filière

hydrogène énergie. Pour ce faire, nous nous sommes basés sur la méthodologie de l'ACV (cf. tableau 4.2).

Par abus de langage, dans le reste du mémoire, la source de danger correspond à la situation dangereuse et l'événement redouté correspond à l'accident potentiel.

Tableau 4.2 : Adaptation de la méthodologie ACV à l'ARCV

Plan d'une ACV	**Contenu des étapes d'une ACV**	**Contenu des étapes de cette méthodologie d'ARCV**
Définition des objectifs et du champ d'étude	Objectif du projet, les hypothèses, la fonction du système, les frontières du système	Objectif de notre étude, les frontières du système, les hypothèses
Analyse de l'inventaire : bilans matière et énergie du système	Identification des différents flux élémentaires et intermédiaires matière et énergie du système étudié	Indentification des situations dangereuses
Evaluation des impacts potentiels sur l'environnement	Quantification des impacts environnementaux potentiels	Evaluation du niveau de risque
La classification	Identification des différents impacts potentiels du système par rapport à la nature des flux inventoriés	Identification des différentes typologies d'accident pour chaque situation dangereuse
La caractérisation	Calcul des impacts environnementaux	Hiérarchisation des risques selon la probabilité d'occurrence et l'étendue des dommages de chaque accident
L'évaluation	Normalisation à une référence Pondération Agrégation partielle ou totale	Evaluation du niveau de risque des grandes phases de cycle de vie dans chaque filière Mise en place d'un système de classe Mise en place d'un système de pondération
Interprétation des résultats	Analyse les résultats obtenus Vérification de leur cohérence par rapport aux objectifs Proposition des pistes d'améliorations	Exploitation des résultats Examen de la répartition des typologies d'accident Exploitation des scores obtenus après pondération Etude de la significativité des résultats

Au regard du tableau 4.2, la méthodologie ACV semble théoriquement adaptable à l'Analyse de Risques du Cycle de Vie. Chacune des quatre étapes de l'ACV (mises en gras dans la première colonne du tableau) trouve son pendant en termes d'ARCV. Les différences entre ces deux méthodologies se situent aux deux étapes clés d'une ACV : l'inventaire et l'évaluation des impacts/niveaux de risques. L'inventaire permet de recueillir des données dont la nature est différente entre les deux outils. Pour l'ACV, les données à recueillir sont des flux de matière et d'énergie, ce sont donc des données qualitatives et quantitatives. Pour l'ARCV, les données à recueillir sont uniquement qualitatives puisqu'il s'agit d'inventorier les situations dangereuses. L'étape d'évaluation des impacts/niveaux de risques se compose de trois phases : la classification, la caractérisation et l'évaluation et permet de réaliser une

conversion des données d'inventaires en résultats d'impacts/niveaux de risques. Pour l'ACV, cette conversion des données d'inventaire est réalisée par un calcul à l'aide d'indicateurs de catégories d'impacts. Pour l'ARCV, cette conversion est réalisée de manière qualitative en cotant et en hiérarchisant les risques. Néanmoins, la phase de classification est identique aux deux outils car elle permet de faire le lien entre les données de l'inventaire et les impacts/accidents à évaluer. Tout comme les flux identifiés par une ACV qui peuvent contribuer à différentes catégories d'impacts, les situations dangereuses peuvent engendrer différentes typologies d'accidents. Cependant, l'exhaustivité des risques à prendre en compte dans l'ACV ne peut pas être raisonnablement préconisée pour une ARCV. En effet, les différentes typologies de risques sont bien trop nombreuses comparées au nombre de catégories d'impacts environnementaux évalués par l'ACV. Par ailleurs, l'exhaustivité des typologies de risques ne semble pas pertinente dans une démarche d'analyse globale des risques. Dès lors, des limites et des hypothèses doivent être posées afin de rendre l'étude faisable et pertinente au regard des objectifs et de l'applicabilité des résultats attendus.

3.1.2 Les hypothèses d'une telle adaptation

Ces adaptations et restrictions sont de différents ordres : le type de cible, la nature des dommages et les moyens de maîtrise.

3.1.2.1 Identification des cibles

Dans un premier temps, les cibles doivent être identifiées. L'analyse de risques permet d'évaluer des risques pouvant porter sur différentes cibles telles que les Hommes, les équipements et l'environnement. Dans une démarche d'analyses de risques tout au long du cycle de vie d'un système, il semble difficile d'évaluer les risques sur l'ensemble de ces différentes cibles. Dès lors, il apparaît pertinent de limiter l'étude en termes de cible. Le choix de la cible à considérer dépend du contexte de l'étude, de ces objectifs et de l'application prévue des résultats. Ici, il s'agit de mener une analyse de risques dans une problématique d'acceptation sociale et de perception du niveau de risque de la filière hydrogène énergie. Dès lors, la cible pertinente à considérer est l'Homme. Cependant, il existe deux types de cible humaine : les travailleurs et le public. Afin de déterminer plus précisément le type de cible à considérer, il convient de s'intéresser aux systèmes étudiés. Les systèmes étudiés sont des filières énergétiques pour le secteur des transports. Le mode de transport concerné est le véhicule particulier. Ces systèmes sont donc composés d'activités industrielles et d'une

utilisation du produit par un particulier. Cette dernière activité centralise une grande partie de la problématique d'acceptation sociale. La nature des systèmes étudiés et le contexte de l'étude nous indiquent donc que les cibles « travailleurs » et « public » doivent être considérées.

3.1.2.2 Nature des dommages à considérer

Dans un deuxième temps, il convient de se poser la question de la nature des dommages à considérer. Au regard de la quantité de données à récolter, de l'inventaire des situations dangereuses engendrant de possibles accidents et les différents accidents potentiels, il semble nécessaire de qualifier la nature des dommages à considérer et de la restreindre. Au regard de ces différentes contraintes, nous ne prendrons en compte que les événements ayant une conséquence mortelle. L'analyse de risques doit donc nous permettre d'identifier l'événement majeur redouté qui est l'accident provoquant la mort d'un Homme.

3.1.2.3 Prise en compte des moyens de maîtrise

Cette analyse de risques porte sur une filière énergétique en développement. Les étapes et processus sont la plupart du temps à l'échelle laboratoire ou n'existent pas. Il semble donc difficile d'appréhender les moyens de maîtrise mis en place en termes de prévention et protection. Nous poserons donc l'hypothèse que tous les moyens de prévention et de protection prévus par la réglementation sont mis en place et respectés.

3.2 Le déroulement de la méthode et son application aux filières hydrogène et essence

La méthode ARCV étant basée sur l'ACV, nous avons choisi de la présenter selon le découpage en quatre étapes de l'ACV que nous avons adapté à l'analyse de risques (cf. tableau 4.2).

3.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première étape est construite de la même façon que la première étape de l'ACV. Elle permet dans un premier temps de définir les objectifs de l'étude et dans un deuxième temps de définir les frontières du système et les hypothèses associées.

Les finalités de cette étude sont de deux ordres :

- positionner la filière hydrogène direct par rapport à la filière essence en termes de risques d'accident mortel ;
- identifier les points faibles au sein de la filière hydrogène direct afin de l'améliorer.

Les hypothèses posées sont, pour la plupart, liées à l'adaptation de la méthodologie en termes de cible, de nature des dommages et des moyens de maîtrise explicités au paragraphe 3.1.2 de ce chapitre.

3.2.2 Inventaire des situations dangereuses

Cette étape consiste en la détermination des situations dangereuses pour chaque processus élémentaire. Afin de réaliser ce recueil de données, nous avons découpé le cycle de vie en étapes et en activités humaines. Les résultats de cet inventaire des situations dangereuses par étape et par activité humaine sont présentés sous la forme d'un tableau (cf. tableau 4.3).

Tableau 4.3 : Extrait du tableau d'inventaire des situations dangereuses de l'annexe 15

Etape	Sous-étape	Situation dangereuse
Culture du Peuplier	Fumure et fertilisation	Contact avec les produits (anhydride phosphorique, potasse, azote)

Ce tableau est composé de trois colonnes :

- les étapes qui composent le cycle de vie étudié ;
- les sous-étapes qui correspondent aux différentes activités humaines recensées dans chaque étape ;
- les situations dangereuses qui peuvent être rencontrées au cours de chaque sous-étape ;

Pour identifier les situations dangereuses, deux méthodes complémentaires ont été utilisées :

- une recherche « *a priori* » : il s'agit d'identifier les situations susceptibles d'engendrer un accident, cet accident n'ayant encore jamais eu lieu. Cette identification est réalisée grâce au document « Aide au repérage des risques dans les PMI-PME » [INRS, 2007] ;

- une recherche « *a posteriori* » : il s'agit d'identifier les situations ayant déjà engendrées des accidents en utilisant la base de données du Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles : l'ARIA, Analyse Recherche et Information sur les Accidents, recense toutes les informations relatives aux accidents, incidents et pollution graves pouvant porter atteinte à l'environnement, à la sécurité et à la santé publique. Cette base de données informatisée est disponible en ligne sur le site www.aria.developpement-durable.gouv.fr/barpi_stats.gnc.

Ces deux méthodes sont complémentaires car pour des systèmes en cours de développement les données *a posteriori* n'existent pas ou sont peu nombreuses. Pour la filière essence, étant donné son degré de développement, les installations et les activités qui s'y pratiquent sont bien connues. Le retour d'expérience est riche en données concernant les accidents. Pour la filière hydrogène direct, nos recherches ont été moins fructueuses et moins exhaustives, du simple fait de l'absence de ce retour d'expérience, cette filière étant à l'état de développement. En conséquence, pour inventorier les situations dangereuses, nous nous sommes principalement appuyés sur les propriétés physico-chimiques de l'hydrogène.

3.2.3 Evaluation du niveau de risque

Il s'agit de l'étape permettant de faire le lien entre les situations dangereuses, les accidents associés et d'évaluer le niveau de risque pour chaque étape et pour l'ensemble du cycle de vie.

3.2.3.1 La classification

Cette étape de classification permet de faire le lien entre les situations dangereuses et les accidents. Pour chaque situation dangereuse, les différents accidents possibles sont identifiés. Pour chaque accident, les moyens de maîtrise en termes de prévention et protection prévus par la loi sont inventoriés ainsi que les textes réglementaires associés (cf. tableau 4.4).

Tableau 4.4 : Extrait du tableau d'inventaire des situations dangereuses et des accidents associés de l'annexe 15

Etape	**Sous-étape**	**Situation dangereuse**	**Accident**	**Moyens de maîtrise**		**Référence réglementaire**
				Protection	**Prévention**	
Culture du Peuplier	Fumure et fertilisation	Contact avec les produits (anhydride phosphorique, potasse, azote)	Inhalation	- Port des EPI - Emballages adéquats	- Consignes de sécurité - Formation des travailleurs - Etiquetage adéquat - Visite médicale	Produits chimiques : classification, étiquetage et emballage, règlement **REACH** en vigueur en France depuis le 1er Juin 2007 **Décret n° 2003-1254** du 23 décembre 2003 relatif à la prévention du risque chimique

La construction de ce tableau est basée sur le tableau 4.3 et il est composé de trois colonnes supplémentaires :

- les différents types d'accidents qui peuvent se produire au cours de chaque situation dangereuse ;
- les moyens de maîtrise existants, en termes de prévention et de protection, pour limiter la survenue et la gravité de chaque accident ;
- la réglementation associée à ces moyens de maîtrise.

Chaque situation dangereuse peut donner lieu à un ou plusieurs accidents. Dans notre étude, les différentes typologies d'accidents que nous pouvons rencontrer, le plus souvent, sont :

- l'incendie ;
- le traumatisme physique (brûlure, choc, blessure);
- l'explosion ;
- l'accident routier ;
- l'inhalation ;
- l'explosion-incendie.

Parmi les typologies d'accident, nous avons fait la distinction entre « incendie », « explosion » et « explosion-incendie ». En effet, certaines situations dangereuses présentent les conditions requises pour avoir une explosion suivie d'un incendie. D'autres situations dangereuses présentent des conditions pour le déclenchement d'un incendie ou d'une explosion seulement.

3.2.3.2 La caractérisation

La caractérisation est l'étape d'évaluation du niveau de risque. Pour chaque accident identifié, le niveau de risque doit être évalué. L'ACV propose de quantifier les impacts environnementaux, l'ARCV doit donc théoriquement proposer elle aussi des méthodes de quantification du niveau de risque. Pour quantifier le niveau de risque, le niveau de détail requis doit être fin puisqu'il est nécessaire de connaître les quantités de produits mises en jeu et les caractéristiques des milieux afin de déterminer la probabilité d'occurrence et la gravité des accidents. Cependant, la filière hydrogène étant en cours de développement, il semble difficile d'identifier toutes les données nécessaires au calcul de ces niveaux de risque. Par ailleurs, la prise en compte de la globalité du cycle de vie introduit la prise en compte d'un nombre de données trop important. La quantification des risques rencontrés en termes de probabilité d'occurrence et de gravité, apparaît alors ardue. Nous proposons donc de réaliser une évaluation qualitative des risques en les hiérarchisant.

Afin d'identifier qualitativement le niveau de risque, il est nécessaire de déterminer les deux termes de qualification d'un risque : la probabilité d'occurrence et la gravité. Le terme de probabilité d'occurrence détermine la probabilité que le risque devienne réalité et est fonction entre autres de la durée de l'exposition, de son intensité, du nombre de personnes concernées, etc. Le terme de gravité détermine la nature des dommages provoqués. Ces deux termes seront donc évalués de manière qualitative. Au regard du peu de données disponibles, nous avons jugé pertinent de préciser ces deux termes. La probabilité d'occurrence est évaluée grâce à la détermination du nombre de défaillances (ou causes) et de leurs relations pouvant mener à l'événement redouté. En ce qui concerne les dommages, leur nature étant la mort, il semble difficile de déterminer différents niveaux du fait de leur nature unique. Il est donc apparu pertinent d'évaluer plutôt leur étendue dans l'espace. Dans notre étude, nous considérerons donc la probabilité d'occurrence selon le nombre de défaillances et leur relation et la gravité en tant qu'étendue des dommages.

Nous sommes parvenus à deux échelles de cotation :

- l'échelle de détermination de la probabilité d'occurrence ;
- l'échelle de détermination d'étendue des dommages.

L'échelle de détermination de la probabilité d'occurrence se compose de trois niveaux, le niveau 1 déterminant la probabilité la plus faible et le niveau 3 la probabilité la plus forte. Les différents niveaux quantifient le nombre de défaillances nécessaires pour engendrer l'accident et leur interdépendance potentielle. Cette échelle se compose des trois niveaux suivants :

- Niveau 1 : la concomitance d'au moins deux défaillances est nécessaire pour déclencher l'événement redouté ;
- Niveau 2 : une seule défaillance est suffisante pour déclencher l'événement redouté ;
- Niveau 3 : plusieurs défaillances indépendantes peuvent déclencher l'événement redouté.

Exemple d'application :

- l'apparition d'un feu est classée en niveau 1 car il faut réunir trois conditions concomitantes : la présence du combustible, du comburant et de la source d'ignition ;
- un accident de voiture est classé en niveau 3 car de nombreuses conditions indépendantes peuvent mener à l'accident : la présence d'un autre véhicule, fatigue, ivresse, inattention,…

L'échelle de détermination d'étendue des dommages se compose de deux niveaux. Chaque niveau détermine l'extension des dommages dans l'espace en termes de type de cible touchée. Le niveau 1 concerne les dommages n'atteignant que les travailleurs ou les personnes présentes sur le site. Le niveau 2 concerne les dommages atteignant les travailleurs ainsi que le public (personnes extérieures au site). Cette échelle est cohérente dans notre démarche d'acceptation sociale car elle permet d'identifier les accidents susceptibles d'atteindre le public.

Elle se compose des deux niveaux suivants :

- Niveau 1 : dommages localisés au lieu de l'accident ou au site industriel ne touchant que les travailleurs (ou les personnes présentes sur le site) ;
- Niveau 2 : dommages susceptibles de s'étendre à l'extérieur du site en atteignant le public.

Exemple d'application :

- un accident provoqué par la manipulation d'un appareil ou d'une machine est classé en niveau 1 car les conséquences ne touchent, la plupart du temps, que l'opérateur ;

- une explosion est classée en niveau 2 car elle engendre un souffle et une propulsion de débris pouvant atteindre des personnes extérieures au site.

La différence entre ces deux niveaux implique la prise en compte de la probabilité d'extension des dommages à l'extérieur du site. Cette probabilité ne peut pas être exprimée de manière explicite au regard du nombre insuffisant de données. Il s'agit seulement du potentiel implicite d'extension des dommages à l'extérieur du site. Les accidents de type incendie ou explosion sont des accidents susceptibles de s'étendre à l'extérieur du site et sont classés systématiquement en niveau 2. L'accident de la route est également classé en niveau 2 car il présente une forte probabilité d'extension des dommages à une personne du public présente sur la route (dans un autre véhicule impliqué ou sur la voie publique en tant que piéton). En outre, il est important de noter que le passage du niveau 1 au niveau 2 pourrait sous-entendre l'augmentation du nombre de morts et cette échelle serait donc une classification du niveau des dommages par la quantification du nombre de morts. Or ce n'est pas le but de cette échelle. D'une part, l'augmentation du nombre de morts dépend de nombreux paramètres tels que le nombre de personnes présentes sur le site ou à proximité, le jour et l'heure de l'accident, etc. D'autre part, dans une démarche d'acceptation sociale, il semble plus pertinent de s'intéresser au type de cible touchée (travailleur ou public). Par ailleurs, au regard de la disponibilité des données, il apparaît difficile de quantifier le nombre de morts par type de cible. Néanmoins, une classification selon le nombre de morts existe : « l'échelle européenne des accidents industriels » établie en février 1994 par le comité des autorités compétentes des états membres pour l'application de la directive SEVESO. Cette échelle classe les accidents selon quatre groupes d'effets ou de conséquences, dont les conséquences humaines et sociales. Dans cet item, nous trouvons le paramètre « nombre total de morts », lui-même divisé en trois catégories : employés / sauveteurs extérieurs / personnes du public. Cependant, ce type d'échelle est utilisé après que l'accident ait eu lieu : *a posteriori*. Dans notre cas cette échelle est difficilement applicable puisque nous nous plaçons avant l'accident : *a priori*. Pour nos deux filières, il semble peu aisé de connaître le nombre exact de personnes présentes sur le lieu au moment de l'accident.

Afin de compléter le tableau 4.4 avec les cotations pour chaque accident, nous ajoutons deux colonnes correspondant aux deux échelles de cotations (cf. tableau 4.5).

Tableau 4.5 : Extrait du tableau complet avec l'inventaire des situations dangereuses, des accidents associés et la cotation du niveau de risque de l'annexe 15

Etape	**Sous-étape**	**Situation dangereuse**	**Accident**	**Moyens de maîtrise**		**Référence réglementaire**	**Probabilité d'occurrence**	**Etendue des dommages**
				Protection	**Prévention**			
Culture du Peuplier	Fumure et fertilisation	Contact avec les produits : - anhydride phosphorique - potasse - azote	Inhalation	- Port des EPI - Emballages adéquats	- Consignes de sécurité - Formation des travailleurs - Etiquetage adéquat - Visite médicale	Produits chimiques : classification, étiquetage et emballage, règlement **REACH** depuis le 1er Juin 2007. **Décret n° 2003-1254** du 23 décembre 2003 relatif à la prévention du risque chimique	2	1

Il est important de noter que les moyens de maîtrise en termes de prévention et de protection ne sont présents qu'à titre d'information dans ce tableau, elles n'ont pas été utilisées lors de notre cotation.

Ce type de tableau a été réalisé pour les deux filières (cf. annexes 14, 15 et 16). Dans ce chapitre, nous présentons des tableaux simplifiés (cf. tableaux 4.6, 4.7 et 4.8) par la suppression des colonnes intitulées « moyen de maîtrise » et « référence réglementaire ».

Tableau 4.6 : Inventaire et cotation des risques de la filière essence (cf. annexe 14)

Etape	Sous-étape	Situation dangereuse	Accident	Probabilité d'occurrence	Etendue des dommages
Extraction du pétrole	Préalable à l'exploitation	Transport du personnel en hélicoptère	Crash	1	2
		Vérification sous-marine de l'état de la plateforme	Accident de plongée	1	1
	Forage	Pression anormale entraînant une sortie brutale de fluides (gaz, pétrole, eau, boue)	Volcan de boue	2	1
		Atteinte d'une poche superficielle de gaz par l'outil de forage	Explosion-incendie	1	2
	Collecte	Intempéries Atteinte des flotteurs Détachement d'un des pieds de soutien	Chavirage de la plateforme	1	1
		Collision entre une remorque de forage mobile et la plateforme	Incendie	1	1
		Travaux de maintenance sur les installations (par point chaud, outils métalliques : électricité statique)	Explosion-incendie	1	2
		Intervention sur l'installation de collecte avec un dégagement de H_2S	Inhalation	2	1
	Stockage	Intervention humaine sur l'installation	Explosion-incendie	1	2
Transport	Transport par voie maritime	Fuite sur le pétrolier	Naufrage	1	1
			Incendie	1	1
		Collision	Naufrage	1	2
			Incendie	1	2
		Intempéries	Naufrage	1	1
	Transport par pipeline	Canalisation endommagée du fait d'actes de vandalisme ou de la corrosion…	Explosion-incendie	1	2
Raffinage	Traitement de distillation (distillation atmosphérique et sous vide)	Maintenance, nettoyage	Incendie	1	2
		Fuite d'essence lors de la vidange	Incendie	1	2
	Fractionnement des gaz	Maintenance, nettoyage	Explosion	1	2
	Hydrotraitement de naphta	Dégagement de H_2S	Inhalation	2	2
	Circuits de refroidissement	Intervention humaine sur les tours aéro-réfrigérantes	Inhalation	2	1
	Craquage catalytique	Soupape de vidange restée fermée au bas d'un réservoir pressurisé	Explosion	1	2
		Mauvaise manipulation et problème technique	Explosion	1	2
		Rupture de canalisation (hydrocraqueur)	Explosion-incendie	1	2
		Rupture du collecteur de torche suite à un choc thermique	Explosion	1	2

		Opération de redémarrage après arrêt pour maintenance	Explosion	1	2
		Allumage du four pendant le redémarrage du craqueur		1	2
	Hydrodésulfuration du kérosène et du gasoil	Dégagement de H_2S	Inhalation	2	2
		Fuite de H_2	Explosion	1	2
	Traitement du H_2S et stockage de soufre liquide	Fuite de H_2S	Inhalation	2	2
		Formation de charges électrostatiques lors de la chute du soufre liquide : formation d'étincelles	Incendie	1	2
	Reformage catalytique	Problème lié au four	Explosion-incendie	1	2
		Entrée de méthane à l'intérieur du four, vanne restée ouverte	Explosion-incendie	1	2
Stockage	Stockage	Nettoyage des bacs de stockage	Traumatisme physique	2	1
		Sur-remplissage et débordement des bacs de stockage	Explosion-incendie	1	2
Transport et distribution	Transport par voie ferrée	Déraillement du train	Accident ferroviaire	1	2
	Transport par camion-citerne	Circulation sur route	Accident routier	3	2
		Accident routier avec atteinte du réservoir	Incendie	1	2
	Déchargement de la citerne dans la cuve de la station-service	Epandage (provoqué par manque d'étanchéité tuyauteries ou mauvaise manœuvre)	Incendie	1	2
		Formation de vapeurs de carburant, concentration des vapeurs dans un espace clos (non ventilé) et présence d'une source d'ignition	Explosion	1	2
			Incendie	1	2
		Formation de vapeurs dans un local et diminution du taux d'oxygène (inférieur à 17%)	Inhalation	2	1
Voiture	Circulation	Accrochage	Accident routier	3	2
		Accident avec atteinte du réservoir	Incendie	1	2
	Stationnement	Fuite d’essence	Incendie	1	2

Tableau 4.7 : Inventaire et cotation des risques liés à la filière hydrogène (cf. annexe 15)

Etape	Sous-étape	Situation dangereuse	Accident	Probabilité d'occurrence	Etendue des dommages
Culture du Peuplier	Labour et préparation des sols	Circulation des tracteurs (attelés ou pas) sur route	Accident routier	3	2
	Fumures et fertilisation	Contacts avec des produits (anhydride phosphorique, potasse, azote)	Inhalation	2	1
		Stockage des fertilisants	Explosion-incendie	1	2
	Protection phytosanitaire	Préparation des produits ou incidents lors de la pulvérisation ou le nettoyage du matériel	Inhalation	2	1
	Entretien des cultures	Désherbage avec des rotoculteurs	Traumatisme physique	2	1
		Elagage avec un sécateur emmanché du type échenilloir	Chute incontrôlée de branches	2	1
Récolte	Tronçonnage	Découpe du peuplier à la tronçonneuse	Chute incontrôlée d'un arbre	2	1
	Stockage	Stockage des troncs d'arbre	Chute incontrôlée de troncs d'arbres	2	1
			Accident routier lié au stockage des dépôts de bois en bordure de voie	3	2
Broyage	Utilisation d'une broyeuse en milieu confiné	Emission/émanation de poussières de bois (100 µm), présence d'une zone ATEX	Explosion-incendie	1	2
Séchage	Séchage à 473 K en milieu confiné	Emission/émanation de poussières de bois (100 µm), présence d'une zone ATEX	Explosion	1	2
Stockage	Stockage de la biomasse lignocellulosique dans des silos	Source d'ignition au contact de la biomasse lignocellusique	Incendie	1	2
		Présence d'une zone ATEX	Explosion	1	2
Gazéification	Préchauffage des gaz, de l'eau et la biomasse à 573 K	Fuite de liquide ou de biomasse à haute température	Traumatisme physique	3	1
	Gazéification dans un réacteur à flux entraîné à une température de 1673 K et d'une pression de 30 bar	Fuite de gaz de synthèse	Explosion-incendie (H_2)	1	2
			Inhalation (CO)	2	1
Water Gas Shift	Réaction sous une température de 603 K et d'une pression de 22 bar	Fuite de gaz de synthèse	Explosion-incendie (H_2)	1	2
			Inhalation (CO)	2	1

Pressure Swing Adsorption	Réaction sous une température de 316 K et d'une pression de 25 bar	Fuite de gaz de synthèse	Explosion-incendie (H_2)	1	2
			Inhalation (CO)	2	1
		Fuite d'H_2	Explosion-incendie	1	2
Stockage	Préparation du réservoir avec son enceinte thermique isolante	Projection d'azote liquide lors d'un remplissage	Traumatisme physique	3	1
		Evaporation d'azote gazeux	Inhalation	2	1
		Augmentation de pression dans le récipient	Explosion-incendie	1	2
	Adsorption du H_2 sur charbon actif à une température de 77 K et une pression de 30 bar (réservoir cryogénique)	Fuite d'azote liquide du réservoir	Inhalation	2	1
			Traumatisme physique	3	1
		Fuite d'H_2	Explosion-incendie	1	2
Transport/ Distribution	Chargement	Fuite d'azote liquide du réservoir	Inhalation	2	1
			Traumatisme physique	3	1
		Fuite d'H_2	Explosion-incendie	1	2
	Circulation	Accident avec atteinte des réservoirs présents dans le camion	Explosion due au H_2	1	2
	Déchargement	Fuite d'azote liquide du réservoir	Inhalation	2	1
			Traumatisme physique	3	1
			Explosion-incendie	1	2
Désorption	Baisse de la pression et augmentation de la température	Fuite d'H_2	Explosion-incendie	1	2
Voiture	Circulation	Accident avec atteinte du réservoir	Explosion-incendie (H_2)	1	2
		Accrochage	Accident routier	3	2
	Stationnement	Fuite de H_2	Explosion-incendie	1	2

Tableau 4.8 : Inventaire et cotation des risques liés à la fabrication de charbon actif (cf. annexe 16)

Etape	Sous-étape	Situation dangereuse	Accident	Probabilité d'occurrence	Etendue des dommages
Pré-séchage	Pré-séchage à 473 K dans un four	Emission et émanation de poussières de bois (100µm) Présence d'une zone d'ATEX	Explosion-incendie	1	2
Carbonisation	Le four fonctionne à une température de 873 K, du charbon à haute température sort du four	Projection de charbon à haute température	Traumatisme physique	3	1
			Incendie	1	2
	Buées de goudron sortant du brûleur pour aller dans l'oxydeur	Fuite au niveau du brûleur ou de l'oxydeur (buées très acides)	Traumatisme physique	3	1
			Inhalation	2	1
	Rejets gazeux (H_2, CH_4, CO_2, CO, alcanes)	Fuite de gaz non contrôlée (CO)	Inhalation	2	1
Concassage	Concassage du charbon très chaud	Projection de charbon à haute température	Traumatisme physique	3	1
			Incendie	1	2
Activation	Activation du charbon à 1223 K	Projection de charbon actif à haute température	Traumatisme physique	3	1
			Incendie	1	2
Broyage	Broyage du charbon actif	Projection de charbon actif à haute température	Traumatisme physique	3	1
			Incendie	1	2

Ce tableau ne présente que les activités de production du charbon actif proprement dites. Les étapes de culture du peuplier, de récolte, de broyage et de stockage de la biomasse lignocellulosique étant identiques à l'étape de production de l'hydrogène ne sont pas présentées dans ce tableau par simplification.

Comment comparer les deux filières ?

Le cycle de vie des filières hydrogène et essence se compose d'étapes très différentes, il semble alors difficile dans un premier temps de réaliser une comparaison de leur niveau de risque. Afin de pouvoir les comparer, nous avons regroupées les différentes étapes du cycle de vie en quatre grands items, correspondant aux « grandes » phases du cycle de vie d'une filière énergétique :

- la préparation de la matière première ;
- la production du carburant ;
- le stockage et la distribution ;
- l'utilisation.

Pour chaque filière, les étapes du cycle de vie sont regroupées selon les « grandes » phases du cycle de vie précédemment citées (cf. tableau 4.9) au regard du cycle de vie de ces deux filières (cf. Chapitre 3, figure 3.1).

Tableau 4.9 : Répartition des étapes des filières en grandes étapes du cycle de vie

Grande phase du cycle de vie	Etapes de la filière hydrogène	Etapes de la filière essence
Préparation de la matière première	Culture du peuplier Récolte Broyage Séchage Stockage de la biomasse	Extraction du pétrole Transport
Production du carburant	Gazéification Water Gas Shift Pressure Swing Adsorption	Raffinage
Stockage et distribution	Production du charbon actif Stockage Transport/Distribution	Stockage Transport/Distribution
Utilisation	Désorption Voiture	Voiture

Afin de considérer un cycle de vie complet, l'étape de « fin de vie » devrait être prise en compte pour chaque filière. Pour la filière hydrogène, l'étape de fin de vie correspond à la fin de vie de la pile à combustible. Or, à l'heure actuelle, peu de donnés sont disponibles en ce qui concerne le démantèlement et le devenir des différents composants de la pile. N'ayant aucune donnée sur cette étape, nous avons décidé de ne pas prendre en compte cette phase du cycle de vie pour les deux filières. De la même façon, l'étape de distribution du carburant en station-service n'est pas étudiée mais le transport du carburant jusqu'à la station est considéré.

Au terme de l'étape de caractérisation, chaque accident pour chaque situation dangereuse des deux filières présente une cotation en termes de probabilité d'occurrence et d'étendue des dommages.

3.2.3.3 L'évaluation

Cette phase d'évaluation a pour but de permettre une interprétation plus aisée des résultats de cette analyse de risques du cycle de vie via la méthode des classes suivies de la méthode des scores.

Méthode des classes

Afin d'exploiter les nombreux résultats de la cotation, il nous a semblé pertinent d'établir un système de classement des différents scores obtenus. Pour le réaliser, nous avons différencié trois classes de risque (cf. figure 4.1) selon le score (probabilité d'occurrence ; étendue des dommages) :

- la classe 1 pour les accidents cotés (1 ; 1)
- la classe 2 pour les accidents cotés (1 ; 2) et (2 ; 1)
- la classe 3 pour les accidents cotés (2 ; 2), (3 ; 1) et (3 ; 2)

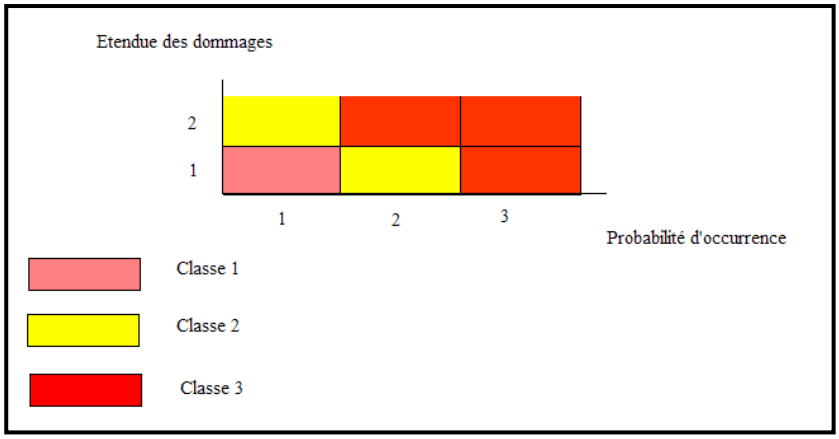


Figure 4.1 : Les différentes classes de risque

Nous avons choisi un nombre maximum de trois classes afin de simplifier l'étude. Un nombre plus important de classe n'est pas pertinent par rapport au degré de finesse de notre étude. Le nombre de types de score (P ; G) augmente avec le numéro de la classe. Ainsi la classe 1 ne comporte qu'un type de score, la classe 2 deux types et la classe 3 trois types.

Nous aurions pu classer systématiquement tous les accidents dont les conséquences atteignent le public en classe 3 du fait du contexte d'acceptation sociale. Cependant, les accidents dont le score est de type (1 ; 2) ne sont pas classés en classe 3 car nous considérons que leur probabilité d'occurrence estimée en niveau 1 est relativement faible.

Nous avons appliqué ce classement aux résultats de la cotation des deux filières (cf. tableaux 4.9 et 4.10). Les résultats sont également représentés sont la forme d'histogrammes (cf. figures 4.2 et 4.3) comparables aux écoprofils réalisés en ACV.

Tableau 4.9 : Résultats de la filière essence

	Classe 1	**Classe 2**	**Classe 3**	**Nombre total d'accidents par phase**
Préparation des matières premières	6	8	0	14
Production du carburant	0	15	2	17
Stockage et distribution	0	8	1	9
Utilisation	0	2	1	3
Nombre total d'accidents par classe	6	32	4	**43**

Seule la phase de préparation des matières premières compte des accidents en classe 1. Cette phase est également la seule à ne pas compter d'accidents en classe 3. Une visualisation graphique des résultats est également proposée (cf. figure 4.2).

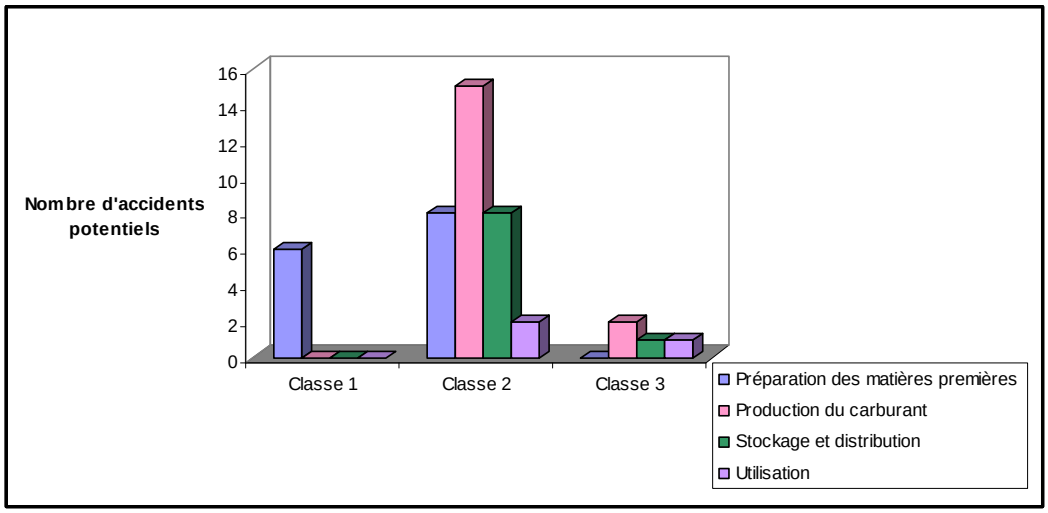


Figure 4.2 : Répartition des accidents selon les classes de niveaux de risques de la filière essence

Tableau 4.10 : Résultats de la filière hydrogène

	Classe 1	**Classe 2**	**Classe 3**	**Nombre total d'accidents par phase**
Préparation des matières premières	0	11	2	13
Production du carburant	0	7	1	8
Stockage et distribution	1	25	11	37
Utilisation	0	3	1	4
Nombre total d'accidents par classe	1	46	15	**62**

La filière hydrogène ne compte qu'un accident en classe 1. Il s'agit de la phase de stockage et distribution de l'hydrogène, cette phase est celle qui compte le plus d'accident. La majorité des accidents se situent en classe 2 (cf. figure 4.3).

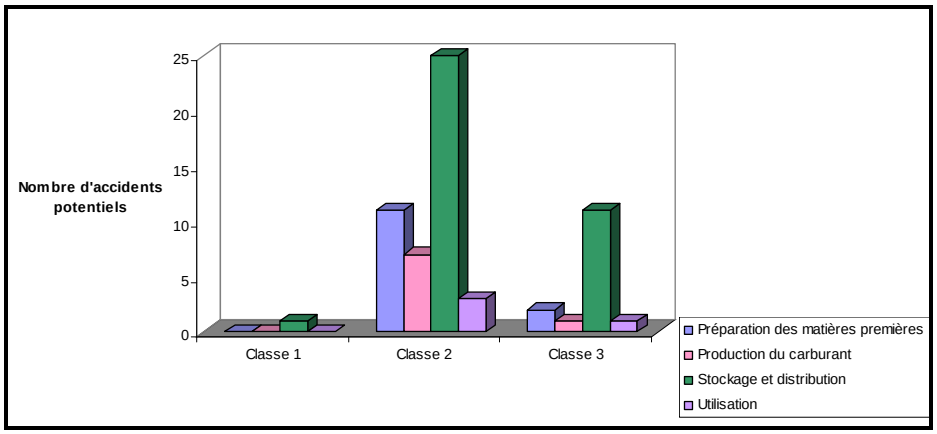


Figure 4.3 : Répartition des accidents selon les classes de niveaux de risques de la filière hydrogène

Ces résultats ne peuvent pas être interprétés très finement du fait du nombre différent d'accidents selon les phases du cycle de vie et les filières étudiées. Cette méthode permet donc difficilement de comparer globalement les filières entre elles.

Afin de comparer plus aisément les deux filières, nous avons élaboré des graphiques nous permettant de visualiser le nombre d'accidents par classes pour chaque grande phase du cycle de vie des deux filières (cf. figures 4.4, 4.5, 4.6 et 4.7). Pour une lecture plus facile, les graphiques de chacune des phases des deux filières sont mis côte à côte.

Filière essence **Filière hydrogène**

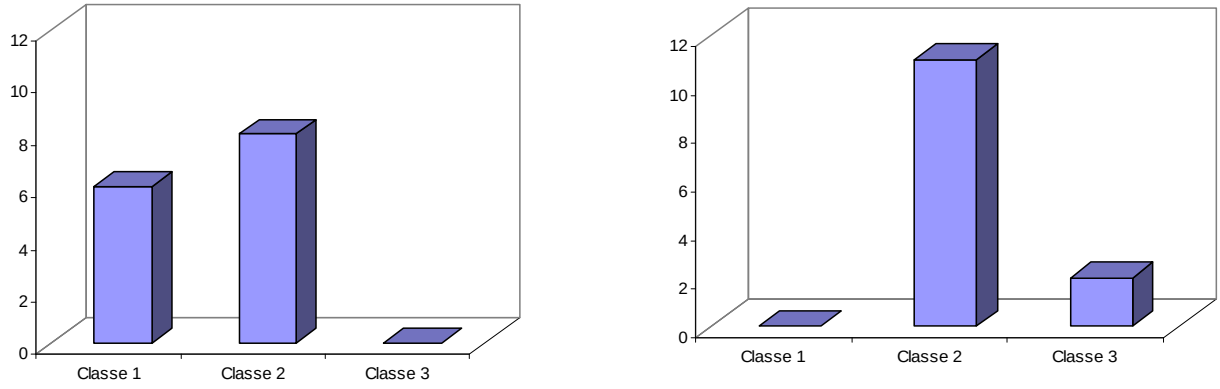


Figure 4.4 : Nombre d'accidents par classe pour la phase de préparation des matières premières

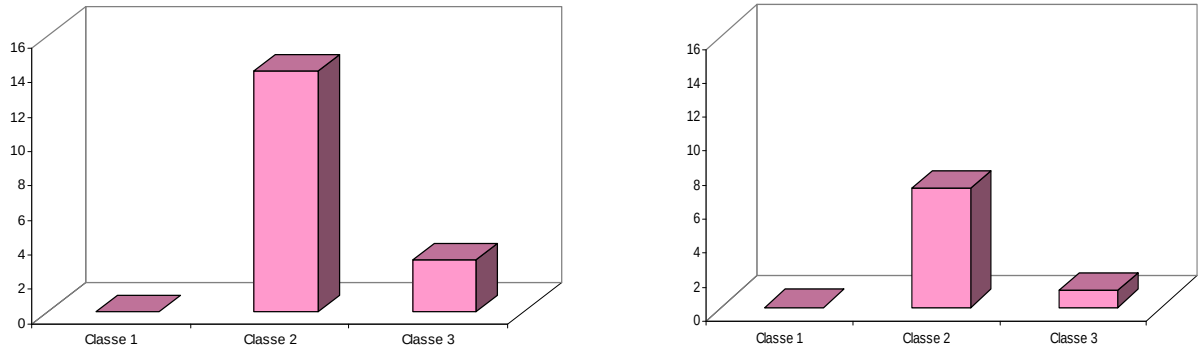


Figure 4.5 : Nombre d'accidents par classe pour la phase de production de carburant

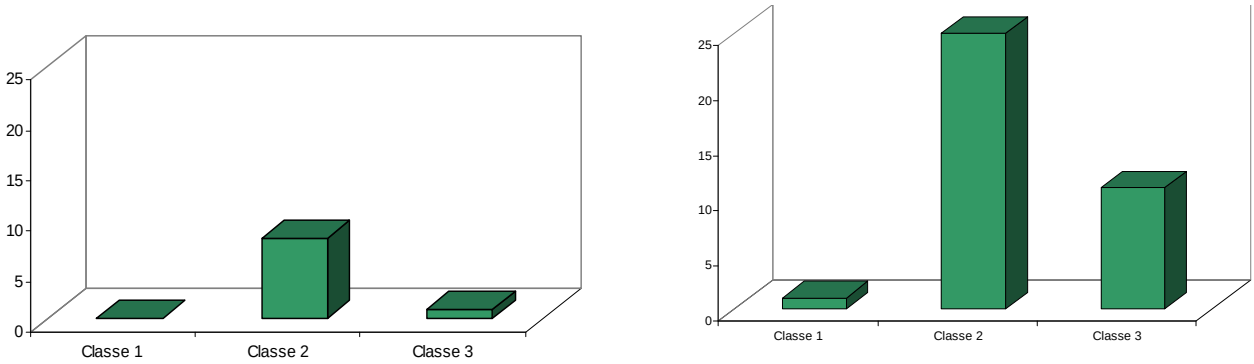


Figure 4.6 : Nombre d'accidents par classe pour la phase de stockage et la distribution

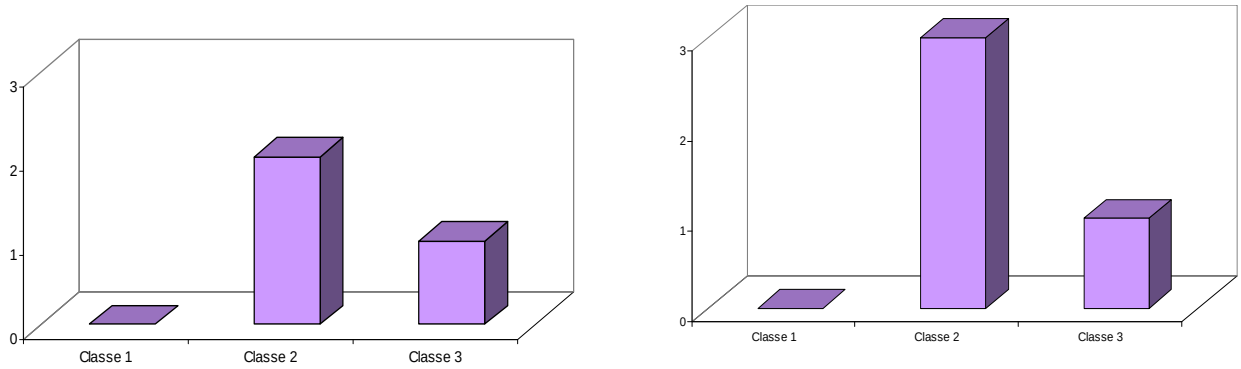


Figure 4.7 : Nombre d'accidents par classe pour la phase d'utilisation

Les graphiques permettent, de façon visuelle, d'appréhender le niveau de risque des grandes phases du cycle de vie en constatant le nombre d'accidents potentiels et de le comparer entre les deux filières. En comparant horizontalement les graphiques deux par deux, nous constatons que :

- pour la phase de préparation des matières premières, la filière hydrogène semble présenter le plus de risque en comptabilisant des accidents en classe 3 et en classe 2 mais la filière essence compte globalement plus d'accidents ;
- pour la phase de production du carburant, les deux filières présentent les mêmes tendances mais la filière essence semble être la plus dangereuse en présentant un plus grand nombre d'accidents en classe 2 et 3 et plus d'accidents de manière générale ;
- pour la phase de stockage et distribution, les deux filières présentent les mêmes tendances mais la filière hydrogène semble être la plus dangereuse en présentant un plus grand nombre d'accidents en classe 2 et 3 et plus d'accidents de manière générale ;
- pour la phase d'utilisation, la filière essence présente trois accidents : deux en classe 2 et un en classe 3 alors que la filière hydrogène en compte quatre dont trois en classe 2 et un en classe 3.

En examinant verticalement les graphiques, nous observons que :

- pour la filière essence, la phase la plus dangereuse semble être la production du carburant ;
- pour la filière hydrogène, la phase la plus dangereuse semble être la phase de stockage et distribution du carburant.

La comparaison des phases au sein d'une même filière n'est pas aisée du fait du nombre différent d'accidents répertoriés par phase.

Instinctivement, une étape où le nombre d'accidents en classe 3 est plus élevé aura tendance à être considérée comme plus « dangereuse ». Cette méthode permet difficilement de comparer les filières entre elles et les phases entre elles au sein d'une même filière. En effet le nombre d'accidents dans chacune des filières est différent, et cela incite à dire que la filière présentant un plus grand nombre d'accidents est à proprement dit la plus dangereuse. Par ailleurs, cette comparaison a été effectuée au sein de notre équipe de travail après avoir réalisé la totalité de l'analyse de risques. Notre perception est donc peut-être influencée par les résultats finaux. Afin d'avoir un point de vue extérieur, il serait pertinent d'élaborer un test de la perception des différents niveaux de risques auprès de panels représentatifs du public.

Méthode des scores

Afin d'obtenir un score global, nous distinguons les trois classes en mettant en place un système de pondération. Un coefficient de pondération est attribué à chaque classe :

- un coefficient 1 pour les accidents dans la classe 1 ;
- un coefficient 2 pour les accidents dans la classe 2 ;
- un coefficient 3 pour les accidents dans la classe 3.

L'objectif de la méthode des scores est de pouvoir comparer le niveau de risques des différentes phases du cycle de vie et des deux filières. Afin d'obtenir un score global, chaque classe se voit attribuer un coefficient de pondération arbitraire. Ces coefficients sont attribués respectivement à la somme des accidents de chacune des trois classes de telle façon qu'un accident en classe 2 soit équivalent à deux accidents en classe 1 et qu'un accident en classe 3 soit équivalent à un accident en classe 1 et un accident en classe 2. Le score global est donné par la formule suivante :

$\sum ((n_1*1) + (n_2*2) + (n_3*3)) / (n_1+ n_2+ n_3)$ avec n_i = le nombre d'accidents de la classe i

Le score obtenu est compris entre 1 et 3.

La somme des accidents de chacune des trois classes affectées de leur coefficient de pondération est divisée par le nombre total d'accidents. Cette dernière opération permet de s'affranchir du nombre d'accidents qui est différent selon les phases de cycle de vie au sein d'une même filière et entre les deux filières.

Exemple d'application :

- pour la phase « préparation de la matière première » de la filière hydrogène, nous avons 11 accidents dans la classe 2 et 2 accidents dans la classe 3, ce qui fait un total de 13 accidents. Donc (11*2+2*3)/13 = 2,15. Le score de cette étape est donc 2,15.

Du fait de l'échelle de 1 à 3 (propre à notre méthode de calcul), une « qualification » du niveau de risque considéré pour une phase du cycle de vie et pour chaque filière devient possible (cf. tableau 4.11).

Tableau 4.11 : Exemple des scores obtenus pour la première phase du cycle de vie « préparation de la matière première » pour les deux filières

	Filière essence	**Filière hydrogène**	**Ecart %**
Préparation des matières premières	1,6	2,2	37

L'examen du tableau complet sera réalisé dans l'étape d'interprétation des résultats ci-dessous (cf. § 3.2.4.2 de ce chapitre).

3.2.4 Interprétation des résultats

Cette dernière étape permet de vérifier la pertinence des résultats par rapport aux finalités de l'étude. Différents aspects doivent être passés en revue : les typologies d'accidents répertoriés et leur répartition, les scores des deux filières et la significativité des résultats.

3.2.4.1 Examen des différentes typologies d'accidents

Avant de s'intéresser aux scores obtenus, il semble pertinent d'examiner les différentes typologies d'accidents les plus souvent répertoriés et leur répartition (cf. tableau 4.12).

Tableau 4.12 : Classement par typologie d'accident

	Filière hydrogène	**Pourcentage des typologies de la filière hydrogène**	**Filière essence**	**Pourcentage des typologies de la filière essence**
Accident routier	5	8%	3	7%
Inhalation	13	21%	6	14%
Explosion-incendie	16	26%	8	19%
Traumatisme physique	12	19%	1	2%
Explosion	4	6%	7	16%
Incendie	6	10%	10	23%
Autres	6	10%	8	19%
Total	62	100%	43	100%

*Autres : Chute d'arbres ou de branches, naufrage, accident ferroviaire, accident de plongée, crash, volcan de boue, chavirage de la plate forme.

L'examen du tableau 4.12 permet, dans un premier temps, de mettre en évidence un nombre différent d'accidents potentiels entre la filière hydrogène et la filière essence. Ces deux filières comptabilisent respectivement 62 et 43 accidents potentiels. Au premier abord, une conclusion pourrait s'imposer : la filière présentant le plus grand nombre d'accident est le filière la plus dangereuse. Cependant, au regard de la disponibilité des données, l'inventaire des situations dangereuses et de leurs accidents associés ne peut pas être considéré comme

exhaustif notamment pour la filière hydrogène. Le nombre déjà élevé d'accidents pour la filière hydrogène, peut laisser penser que, malgré un inventaire non exhaustif, cette filière est la plus dangereuse. Dans le but d'affiner ces premières conclusions, il convient d'examiner les résultats en s'affranchissant du nombre d'accidents. Pour cela, nous avons calculé la répartition de ces différentes typologies au sein de chaque filière. Nous avons, ensuite, examiné les différentes typologies d'accidents les plus représentées au sein de chacune des filières. Pour la filière hydrogène, trois typologies se dégagent : l'explosion-incendie (26%), l'inhalation (21%) et le traumatisme physique (19%). Pour la filière essence, quatre typologies se dégagent : l'incendie (24%), l'explosion-incendie (19%), l'explosion (17%) et l'inhalation (14%). Deux de ces typologies sont communes aux deux filières : l'inhalation et l'explosion-incendie. Ces deux typologies représentent pratiquement la moitié des accidents de la filière hydrogène (47%). L'accident « inhalation » est plus présent dans la filière hydrogène (21%) que la filière essence (14%). Les procédés chimiques pour la production de l'hydrogène ainsi que l'utilisation d'azote liquide pour son stockage expliquent le pourcentage important pour l'inhalation. L'explosion suivie de l'incendie représente 26% des accidents pour la filière hydrogène contre 19% pour la filière essence. Cet écart s'explique par les propriétés physico-chimiques de l'hydrogène. En contrepartie, l'incendie est plus présent dans la filière essence (23%) que dans la filière hydrogène (10%).

Certains accidents sont spécifiques aux activités d'une filière. L'utilisation de la biomasse lignocellulosique dans la filière hydrogène engendre des accidents comme la chute d'arbres répertoriée dans la typologie « Autres » (10%). De même, pour l'accident « traumatisme physique » qui est présent à 19% dans la filière hydrogène et à 2% dans la filière essence. Cet accident est dû essentiellement à l'utilisation de l'azote liquide pour le stockage de l'hydrogène.

3.2.4.2 Scores et classement des phases du cycle de vie et des deux filières

Pour chacune des filières et pour chaque phase du cycle de vie, nous obtenons des scores en termes de niveau de risque (cf. tableau 4.13). Ces scores sont compris entre les valeurs 1 et 3, 1 représentant le niveau de risque le plus faible et 3 le niveau de risque le plus fort, conformément à nos échelles de cotation de la probabilité d'occurrence et de l'étendue des dommages.

Tableau 4.13 : Résultats globaux des deux filières pour chaque phase du cycle de vie

	Filière essence	**Filière hydrogène**	**Ecart %**
Préparation des matières premières	1,6	2,2	37
Production du carburant	2,1	2,1	0
Stockage et distribution	2,1	2,3	10
Utilisation	2,3	2,3	0
Moyenne	2	2,2	9

Au regard des résultats de ce tableau, il est possible d'établir un classement des niveaux de risques des différentes phases du cycle de vie pour chacune des filières, par ordre décroissant :

- filière essence : utilisation, production du carburant et stockage/distribution, préparation de la matière première ;
- filière hydrogène : stockage/distribution et utilisation, préparation de la matière première, production du carburant.

Il est important de noter cependant que l'accident de type explosion provoqué par une fuite d'hydrogène ne présente pas les mêmes conséquences selon les quantités mises en jeu. Dès lors, les quantités mises en jeu sur un site de production d'hydrogène sont sans commune mesure avec les quantités transportées et stockées. Ce constat permet de modérer les importants scores obtenus par les phases de stockage/distribution et d'utilisation. Cette dernière présente par ailleurs un faible nombre d'accidents potentiels. En outre, pour chaque accident répertorié, les conditions du milieu lors de sa survenue ne sont pas connues et ce qui nous a conduit à majorer systématiquement l'étendue des dommages. Selon que l'accident ait un départ sur un site industriel ou à l'intérieur d'un véhicule, la maîtrise de l'extension des conséquences ne sont pas les mêmes. Les circonstances de l'accident n'étant pas connues, nous évaluons de la même façon un accident sur un site industriel qui peut prendre une forte ampleur ou être maîtrisée rapidement et un accident se produisant sur la voie publique. Nous ne prenons donc pas en compte les paramètres pouvant réduire ou accroître l'ampleur de l'accident tels que : la quantité de substance mise en cause, la topologie du lieu et la présence de moyens d'extinction de feu entre autres.

Certains scores étant relativement proches, nous avons décidé de calculer les écarts relatifs des valeurs pour une même phase entre les deux filières. Ce calcul est réalisé de la façon suivante :

[(valeur la plus forte – valeur la plus faible)/ valeur la plus forte] x 100

Le calcul de ces écarts permet de vérifier que les valeurs sont significativement différentes et que leur écart n'est pas dû au manque d'exhaustivité des données recueillies et de leurs incertitudes. Nous pouvons remarquer deux ordres de grandeur pour ces écarts : des écarts inférieurs ou égaux à 10% et un écart égal à 37%. Afin de pouvoir trancher entre les deux filières, il semble nécessaire de fixer un seuil de significativité. Au regard de l'ordre de grandeur des écarts, ce seuil pourrait être de 10%, ce seuil n'est pas basé sur l'ordre de grandeur des incertitudes car nous ne le connaissons pas. Au regard de ce seuil, il semble difficile de trancher en termes de dangerosité entre les deux filières. Quelques remarques peuvent néanmoins être émises :

- les scores les plus importants pour les deux filières sont ceux obtenus pour les phases de stockage/distribution du carburant et son utilisation ;
- les phases de production du carburant et d'utilisation présentent le même niveau de risque pour les deux filières ;
- la phase de préparation des matières premières de la filière hydrogène est « nettement » plus dangereuse que celle de la filière essence.

Ce dernier constat peut s'expliquer par un nombre important d'accidents répertoriés en classe 2 pour la filière hydrogène alors que la filière essence présente un nombre important d'accidents répertoriés en classe 1 pour cette phase du cycle de vie. Par ailleurs, le nombre total d'accidents pour cette phase du cycle de vie est comparable pour les deux filières : 13 pour la filière hydrogène et 15 pour la filière essence. Les accidents de la filière essence se localisent au niveau du site d'extraction du pétrole et la filière hydrogène est la seule à présenter des accidents en classe 3 pour cette phase du cycle de vie.

Une visualisation graphique de ces résultats du tableau 4.13 est proposée (cf. figure 4.8).

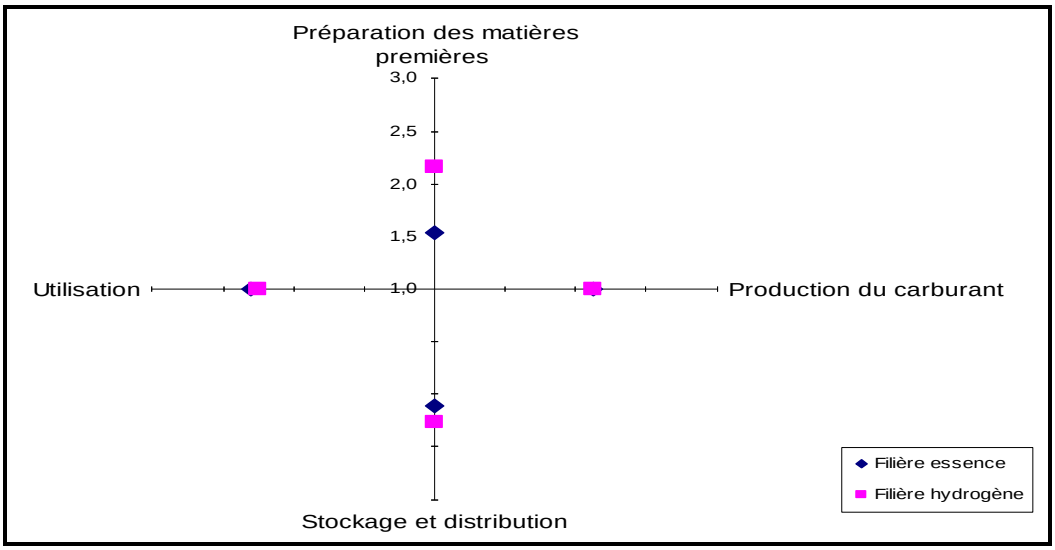


Figure 4.8 : Visualisation graphique des scores obtenus pour chaque filière par phase du cycle de vie

Cette visualisation graphique sous forme d'un radar nous permet de tirer quelques conclusions à l'instar du tableau précédent. Ce radar permet de mettre en exergue les constats tirés de l'interprétation du tableau. La filière hydrogène semble légèrement plus dangereuse que la filière essence. Les scores obtenus sont relativement proches voire semblables pour les phases de production du carburant, de stockage et distribution, et d'utilisation. Pour ces phases, il nous est impossible de déterminer la filière la plus dangereuse compte tenu de la méconnaissance de l'ordre de grandeur des incertitudes. Seule la phase de préparation des matières premières présente une différence marquée entre les deux filières. La phase présentant les scores les plus élevés, pour les deux filières, est la phase d'utilisation.

Le stockage apparaît, pour les deux filières, une des étapes les plus problématiques en termes de sécurité. Certains auteurs avaient déjà identifiés cette étape comme sensible [ROSYID et al, 2007] [RIGAS et SKLAVOUNOS, 2005].

3.2.4.3 Significativité des résultats

L'étude des résultats globaux des deux filières (cf. tableau 4.13 et figure 4.8) a mis en évidence de faibles écarts entre les deux filières. Seul l'écart de 37% peut être jugé significatif avec un seuil de significativité fixé à 10%. Mais il apparaît essentiel de rester prudent quant à la détermination de ce seuil. Afin de vérifier la significativité des écarts, il est nécessaire de connaître l'ordre de grandeur des incertitudes. Du fait de l'hétérogénéité des données et de

leur faible disponibilité, l'ordre de grandeur des incertitudes n'a pu être déterminé. En effet, nos résultats sont directement liés à l'inventaire des situations dangereuses réalisé et à la détermination des niveaux de risque. Pour la filière essence, bien identifiée et établie, nous avons eu accès à une large base de données (ARIA) concernant les installations et les accidents ayant eu lieu, tout au long de la filière. Pour la filière hydrogène, il a été plus délicat de récolter des données puisque la plupart des installations nécessaires à cette filière n'existe pour le moment qu'à l'échelle laboratoire. Par ailleurs, la réalisation de la cotation peut également constituer un « biais » dans la méthode. La probabilité d'occurrence d'un accident est déterminée grâce au recensement des défaillances susceptibles de le provoquer. Ce recensement n'est pas exhaustif et il est donc envisageable que toutes les défaillances n'ayant pas été identifiés, le niveau attribué soit erroné. Ainsi, la différence de niveaux attribués peut engendrer des résultats potentiellement différents et donc des écarts différents. Par ailleurs, l'évaluation du terme d'étendue des dommages est également soumise à quelques limites. Nous avons volontairement et systématiquement majoré à un niveau 2 tous les accidents dont les conséquences pouvaient potentiellement s'étendre hors du site et atteindre des personnes du public. Ces accidents sont l'explosion, l'incendie, l'explosion-incendie et l'accident de la route. La probabilité de l'extension des conséquences de ces accidents n'est pas connue précisément. Dès lors, il est possible que selon les circonstances de l'accident, les conséquences soient limitées au site et les accidents concernés ne peuvent donc pas être classés en niveau 2. Ce constat met donc en évidence une majoration du terme d'étendue des dommages. Dès lors, il apparaît difficile de déterminer un seuil de significativité des écarts calculés et le seuil de 10% n'est peut-être pas significatif.

3.2.5 Mise en perspective de la méthode et des résultats par rapport aux études existantes

Notre méthodologie et les résultats de son application à l'évaluation des filières hydrogène direct et essence sont confrontés aux méthodes et aux résultats obtenus par les études existantes répertoriées dans ce mémoire.

3.2.5.1 La méthode

Les analyses de risques existantes étudiées présentent différentes méthodes d'analyses. Certaines utilisent des modèles afin de modéliser le comportement de l'hydrogène [SWAIN et al, 1999] et [VENETSANOS, 2003], d'autres étudient les accidents s'étant déjà produits

[CANCELLI et al, 2003] et [VENETSANOS, 2003], d'autres établissent des arbres des causes afin de déterminer des scénarios d'accidents [ROSYID et al, 2006] et [RIGAS et SKLAVOUNOS, 2005] et enfin les dernières n'utilisent que les propriétés physico-chimiques de l'hydrogène afin d'établir un niveau de risque [CROWL et JO, 2006]. Notre méthode utilise, quand les données sont disponibles, le retour d'expérience d'accidents afin d'identifier les situations dangereuses susceptibles de les engendrer. Quand les données n'existent pas ou ne sont pas disponibles, nous utilisons les propriétés physico-chimiques de l'hydrogène. En utilisant ces deux démarches, notre méthode tend à être exhaustive et semble complémentaire avec les méthodes utilisées dans les études existantes.

Par ailleurs, les études existantes n'étudient qu'une seule cible, les Hommes et plus particulièrement les usagers et non les travailleurs. Dans un contexte d'acceptation sociale, le fait d'axer l'analyse de risques sur cette cible spécifique semble cohérent et judicieux. Nous avons décidé de considérer également les travailleurs car la prise en compte de l'ensemble du cycle de vie des filières énergétiques les met au centre de la plupart des accidents.

Les accidents, dans la plupart des études existantes, peuvent être qualifiés comme « majeurs» ou en d'autres termes entraînant des conséquences graves telles que l'incendie, l'explosion ou l'inhalation avec des dommages dont les conséquences sont irréversibles (la mort). La réglementation et la normalisation mettent également l'accent sur les risques « majeurs » en termes d'explosion et/ou d'incendie.

Notre travail et notre méthodologie présentent des différences par rapport au travail de thèse de Rosyid [ROSYID, 2006]. Tout d'abord, les objets de la comparaison ne sont pas identiques : Rosyid compare la filière hydrogène à la filière du gaz de pétrole liquéfié (GPL) qui apparaît comme une technologie concurrente, alors que, nous comparons la filière hydrogène à la filière essence qui apparaît comme la filière de référence. Pour nous, il s'agit de positionner la filière hydrogène par rapport à une filière mise en place et largement acceptée. Rosyid dans ses choix de comparaison veut mettre en évidence le niveau de risque de deux filières « concurrentes ». Par ailleurs, les procédés considérés pour la filière hydrogène pour les deux études sont différents dans leur nature et dans leur stade de développement. Rosyid étudie des procédés expérimentaux ou pilotes :

- une usine de production d'hydrogène gazeux utilisant l'énergie solaire par électrolyse à une échelle de démonstration industrielle de 1986 à 1999 à Neunbung vom Wald (Allemagne) ;
- une usine de stockage d'hydrogène à Ingolstadt (Allemagne) permettant de stocker l'hydrogène sous forme liquide et cet hydrogène est ensuite distribué aux stations-service par camion ;
- l'hydrogène est délivré dans une station-service à Berlin (Allemagne) sous forme liquide ou gazeuse ;
- l'hydrogène peut être ensuite utilisé dans le moteur thermique d'un véhicule particulier ou dans une pile à combustible avec cogénération de chaleur pour alimenter en électricité une habitation ;
- durant toute cette filière, l'hydrogène liquide est transporté par camion et l'hydrogène gazeux par pipeline.

Notre étude examine des procédés pour la plupart encore à l'état de développement laboratoire et quelques procédés industriels. Dans les grandes lignes, nous étudions :

- une simulation numérique de gazéification à haute température de la biomasse lignocellulosique ;
- le stockage de l'hydrogène gazeux sur charbon actif pratiqué en laboratoire (les données de production de charbon actif proviennent du site industriel de CECA Carbonisation Et Charbon Actif à Parentis en Born en France) ;
- l'étape de distribution en station-service n'est pas étudiée ;
- l'utilisation de l'hydrogène dans une pile à combustible est étudiée à l'échelle laboratoire ;
- durant toute la filière, l'hydrogène stocké est transporté par camion sur des distances fixées arbitrairement.

La nature et l'état de développement des procédés étudiés conditionnent le type d'analyse de risques entreprise. Rosyid, au regard de la qualité des données qu'il peut obtenir, réalise une analyse quantitative des risques. Quant à nous, la disponibilité des données et leur qualité étant faibles, nous avons opté pour une analyse qualitative. Rosyid détermine les différents scénarios d'accidents et leur probabilité d'occurrence grâce à un arbre de causes. Nous tentons de répertorier de manière la plus exhaustive possible les situations dangereuses et les accidents associés en nous aidant, quand cela est possible, des bases de données (ARIA) et déterminons la probabilité d'occurrence de ces derniers grâce à l'identification du nombre de défaillances et à leur interrelation sans élaborer d'arbres des causes. Les études se rejoignent

sur l'évaluation de la nature et l'étendue des dommages : il s'agit d'évaluer des dommages irréversibles sur l'Homme et comprendre leur étendue dans l'espace. Pour cela, Rosyid utilise le logiciel PHAST et nous utilisons une échelle de cotation à deux niveaux présentant la probabilité implicite que les dommages atteignent le public. Finalement, Rosyid termine son étude par une évaluation des risques en choisissant comme critère de risque, le critère social/sociétal.

Avec des méthodologies proches et des objectifs similaires, ces deux études placent le critère social en avant, notamment dans leur évaluation des dommages, afin de positionner la filière hydrogène en termes de risques.

3.2.5.2 Les résultats

Les résultats de notre étude, en ce qui concerne la filière hydrogène, mettent en exergue la problématique du stockage de l'hydrogène en tant qu'étape du cycle de vie (passage de l'hydrogène gazeux à l'hydrogène adsorbé sur du charbon actif) et étant présent dans l'étape d'utilisation. Notre étude comprend sous le terme stockage toutes les étapes menant à l'hydrogène stocké. La problématique du stockage est également soulevée par les études existantes et par la réglementation et la normalisation. Cependant, ces études et référentiels n'étudient l'hydrogène qu'une fois stocké, étudient donc principalement les étapes de distribution et de stockage dans le véhicule et ne prennent donc pas en compte les procédés permettant le stockage. La réglementation et la normalisation tentent de résoudre cette problématique de distribution et de stockage dans le véhicule en proposant un cadre formel afin d'assurer un niveau de risque minimum et de rassurer les usagers et parties intéressées lors de l'utilisation de véhicule et de l'approvisionnement à la station-service. Cependant, le mode de stockage de la filière hydrogène développée par le GEM est l'adsorption sur charbon actif. Ce mode de stockage n'est étudié par aucune de ces études. Ces dernières examinent différents modes de stockage tels que le stockage gazeux sous haute pression et le stockage liquide cryogénique [RIGAS et SKLAVOUNOS, 2005]. Il est intéressant de noter que quel que soit le mode de stockage, cette étape est considérée comme la plus problématique du point de vue de la sécurité.

L'étape de distribution est souvent étudiée par ces études existantes [SCHJOLBERG et OSTDAHL, 2008] [MATTHIJSEN et KOOI, 2006]. Notre connaissance du cycle de vie de la

filière hydrogène énergie du GEM ne nous permet pas de définir les processus élémentaires composant cette étape. Dès lors, nous ne pouvons étudier cette étape. Cette restriction du champ de notre étude est une véritable lacune au regard des résultats des études existantes identifiant cette étape comme étape à risque surtout en ce qui concerne les usagers. Dans ce contexte d'acceptation sociale, le manque de résultats pour cette étape entraîne des limites pour l'interprétation des résultats. De plus, les données et les résultats des études existantes ne peuvent pas être utilisés et extrapolés pour notre étude car ces études étudient uniquement la distribution d'hydrogène sous forme gazeux ou liquide mais en aucun cas sous forme adsorbé sur du charbon actif. Cette distribution d'hydrogène adsorbé présente des risques particuliers, notamment en ce qui concerne la manipulation d'un réservoir cryogénique avec la présence d'azote liquide nécessaire au maintien d'une température de 77 K. Rappelons que la désorption de l'hydrogène du charbon actif n'aura lieu qu'à l'intérieur du véhicule en flux tendu pendant le fonctionnement du véhicule.

La prise en compte de l'ensemble du cycle de vie dans notre étude, contrairement aux études existantes, nous a permis d'identifier que la phase de préparation des matières de la filière hydrogène présentait un niveau de risque beaucoup plus élevé que cette même étape au sein de la filière essence. Cette étape présente notamment des accidents étant susceptibles d'entraîner des conséquences qui peuvent atteindre non seulement les travailleurs mais également le public. 7 accidents sur 13 répertoriés pour cette phase sont susceptibles d'atteindre des personnes extérieures au site (avec une cotation 2 sur l'échelle de l'étendue des dommages).

Par ailleurs, notre étude ne nous a pas permis de trancher en termes de dangerosité entre les deux filières, les scores moyens des deux filières hydrogène et essence étant très proches. Ce niveau de risque comparable est aussi perceptible dans l'examen des études existantes [SCHJOLBERG et OSTDAHL, 2008] [MATTHIJSEN et KOOI, 2006]. En termes d'acceptation sociale, il s'agit d'un argument fort car la mise en place d'une telle filière ne fait pas prendre aux usagers un risque plus élevé, il s'agit d'un statut quo en termes de sûreté de fonctionnement. L'image dangereuse de l'hydrogène semble, peut-être, être essentiellement due à une mauvaise perception de ce risque engendrée par le « syndrome Hindenburg » et/ou à la méconnaissance de ce corps simple.

Conclusion

La mise en place de la filière hydrogène passe principalement par son acceptation sociale. Cette acceptation semble, pour l'instant, problématique au regard de la méfiance que suscite l'utilisation de l'hydrogène. Cette méfiance a pour origine l'accident du zeppelin Hindenbourg, gonflé à l'hydrogène, en 1937. Pourtant, il a été démontré que l'hydrogène n'était pas à l'origine de cet accident. Malgré cette démonstration, l'hydrogène garde encore une image dangereuse.

La question de l'acceptation sociale de la technologie hydrogène a souvent été abordée. L'acceptation sociale, en générale, peut être définie par trois critères : le niveau de risque réel, la perception de ce niveau de risque par le public et la satisfaction des usagers. L'écart entre le niveau de risque théorique encouru et la perception de ce niveau de risque par la population est le principal responsable de cette problématique d'acceptation. Afin de pallier cette déformation, la réglementation et la normalisation concernant les technologies de la filière hydrogène, se sont développées. Ces textes assurent un cadre pour le développement et l'utilisation de l'hydrogène comme vecteur énergétique mais les réponses apportées ne semblent pas suffisantes en termes d'acceptation sociale. Il semble nécessaire alors, d'évaluer le niveau de risque global encouru avec la mise en place de la filière hydrogène énergie et de communiquer les résultats. Pour évaluer ce niveau de risque, il est nécessaire d'avoir recours à des outils d'analyse de risques.

Quelques analyses de risques ont été menées sur les technologies de la filière hydrogène et notamment sur les étapes de distribution et stockage de ce vecteur énergétique. La plupart des études utilisant des méthodologies différentes, amènent à la conclusion que ces étapes ne semblent pas représenter un risque plus élevé que pour les carburants conventionnels (gaz naturel et essence). Les efforts, en termes de réglementation, de normalisation et d'analyse, se sont concentrés sur ces deux étapes car ce sont celles qui semblent, *a priori*, les plus technologiquement problématiques en termes de sûreté de fonctionnement. La plupart de ces études n'évaluent pas le cycle de vie complet de la filière hydrogène énergie car les outils d'analyses de risques ne sont pas adaptés à cette globalité. Une seule de ces études présente une analyse quantitative des risques et une évaluation des risques sur l'ensemble du cycle de vie de la filière hydrogène comparé au gaz de pétrole liquéfié [ROSYID, 2006]. La méthodologie de cette étude est basée sur une connaissance assez fine des procédés, une bonne qualité des données, l'élaboration d'un arbre des causes pour déterminer les scénarios d'accidents et l'utilisation du logiciel PHAST pour déterminer

l'étendue des dommages. Les applications mobile et stationnaire sont étudiées : pour l'application mobile, la conversion de l'hydrogène est réalisée par un moteur thermique et pour l'application stationnaire, la conversion est réalisée par une pile à combustible avec cogénération de chaleur. Cette étude examine des procédés pendant leur phase expérimentale.

Dans notre cas, l'état de développement des procédés ne permet pas d'obtenir des données fiables et aucun logiciel ne sera utilisé, nous choisissons donc d'évaluer qualitativement les risques des filières. Afin d'évaluer les risques sur l'ensemble du cycle de vie de la filière développée par le GEM, de la même façon que nous avons évalué ses impacts environnementaux, il est nécessaire de réaliser une adaptation de la méthodologie d'analyses de risques. Cette adaptation doit permettre de réaliser une analyse de risques tout au long du cycle de vie de la filière hydrogène. Pour cela, nous nous sommes appuyés sur la méthodologie de l'ACV qui se décline en quatre étapes. La méthodologie d'Analyses de Risques du Cycle de Vie (ARCV) se calque sur ces quatre étapes. Cependant au regard de la disponibilité des données, il est nécessaire de poser quelques hypothèses afin de rendre l'étude faisable. Ces hypothèses concernent le type de cible, la nature des dommages et les moyens de maîtrise. Notre étude se limite alors à évaluer les risques sur les Hommes en tant que travailleurs et personnes du public. Seuls les accidents entraînant la mort sont étudiés. Enfin, nous supposons que tous les moyens de maîtrise, en termes de prévention et de protection prévus par la réglementation, sont mis en place. La première étape permet de définir les objectifs de l'étude qui sont : positionner la filière hydrogène par rapport à la filière essence en termes de risques d'accident mortel et identifier les points faibles au sein de la filière hydrogène afin de l'améliorer. L'étape d'inventaire permet pour chaque étape du cycle de vie, d'identifier les situations dangereuses. L'étape d'évaluation des risques se compose, à l'instar de l'ACV, de trois phases. La classification permet d'identifier pour chaque situation dangereuse les accidents potentiellement engendrés. L'étape de caractérisation permet d'évaluer qualitativement les risques en cotant les accidents selon deux échelles de cotation : la probabilité d'occurrence de l'accident (P) et l'étendue de ses dommages (G). L'échelle de cotation de la probabilité d'occurrence compte trois niveaux qui permettent d'évaluer le nombre de défaillances conduisant à l'accident et les relations entre elles. L'échelle de cotation de l'étendue des dommages compte deux niveaux qui permettent de déterminer quel type de cible est touché : les travailleurs uniquement ou les travailleurs et des personnes du public. Chaque accident est alors défini par un couple de valeurs (P ; G). Etant donné que chacune des deux filières présente un nombre et des types d'étapes différents, nous avons regroupé les différentes étapes du cycle de vie en quatre grandes phases du cycle de vie d'une

filière énergétique : préparation des matières premières, production du carburant, stockage et distribution, et utilisation. Pour exploiter plus finement les résultats de chaque filière, nous avons établi un système de classement en trois classes. Afin d'obtenir un score unique au regard du nombre important d'accidents par filière qui rend difficile la comparaison, nous avons décidé d'élaborer un système de pondération pour ces classes. Chaque classe est affectée d'un coefficient de pondération. Ainsi, pour chaque grande phase du cycle de vie de chaque filière, nous obtenons un score.

Au regard de ces résultats, la filière hydrogène semble « légèrement » plus dangereuse que la filière essence. Les étapes les plus problématiques pour les deux filières sont : les étapes de stockage et distribution, et l'étape d'utilisation. Cependant les écarts entre les valeurs des deux filières sont faibles et ne peuvent être considérés comme significatifs que s'ils sont supérieurs à l'ordre de grandeur des incertitudes. Cet ordre de grandeur n'a pu être déterminé au regard de l'hétérogénéité et de la disponibilité des données. Il apparaît donc difficile de trancher en termes de dangerosité entre les deux filières. Les étapes identifiées comme les plus dangereuses sont celles identifiées par les différentes études existantes et les risques associés sont abordés par la majorité des textes réglementaires et des activités de normalisation dans un contexte d'acceptation sociale.

Le système de pondération établi pour les différentes classes de risque devra subir une analyse de sensibilité afin de mesurer les conséquences du changement des poids attribués à chaque classe sur les résultats et le classement des filières.

Les premiers graphiques issus de la cotation des accidents, ayant été analysés par notre équipe, méritent une analyse plus approfondie. Dans le contexte d'acceptation sociale et de perception des risques par le public, il convient, donc, de s'interroger sur l'analyse de ces graphiques par un panel représentatif de ce public. Dès lors, des tests sont en préparation afin de comprendre et d'analyser la perception des risques d'un échantillon représentatif du public et d'un échantillon « expert » réunissant des étudiants et des professionnels du risque. Ces panels devront analyser et décrire leur perception du niveau de risque de la filière hydrogène par rapport à celui de la filière essence en examinant les tableaux 4.10 et 4.9 et les graphiques 4.4, 4.5, 4.6 et 4.7.

Conclusions et perspectives

Au regard de la prise de conscience de l'importance de la préservation de l'environnement et de la responsabilité des anthroposystèmes dans sa dégradation, de nombreux outils d'évaluation environnementale ont vu le jour afin d'évaluer la pression qu'exercent les anthroposystèmes sur l'environnement. Parmi ces outils, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) se distingue. L'ACV est un outil d'évaluation environnementale holistique en termes d'exhaustivité des impacts évalués et de la prise en compte de l'ensemble du cycle de vie du système étudié. Cet outil est de plus en plus utilisé, néanmoins, il est sujet à de nombreuses critiques. En effet, son degré d'abstraction élevé ne permet d'évaluer que des impacts environnementaux potentiels et entraîne une majoration de leur intensité notamment en ce qui concerne les impacts locaux et régionaux. La potentialité de ces impacts remet, même, en question, pour certains détracteurs, la pertinence du calcul de ceux-ci. Cependant, la quantification des impacts, tout au long du cycle de vie du système étudié, est la force de cet outil d'évaluation environnementale.

Afin d'évaluer de manière plus précise ces impacts locaux et régionaux, la SETAC recommande d'avoir recours à l'approche *Site Dependent*. Cette approche permet de tendre vers un compromis entre l'approche *Site Generic* et *Site Specific*, en intégrant certains paramètres spatio-temporels du système source d'émission/cible, lors de l'évaluation des impacts. Dans un premier temps, ces paramètres ont été intégrés aux indicateurs d'impacts par le développement de méthodes de caractérisation qualifiées d'*endpoint*. Cette intégration nous semble trop complexe et la construction de ces méthodes manque de transparence. Qui plus est, l'intégration de ces paramètres à ce stade de l'ACV, lors de la caractérisation des impacts, nous semble trop tardive car les paramètres spatio-temporels doivent permettre, dans un premier temps, d'estimer si l'impact peut se réaliser au regard des caractéristiques de la source et de la cible et, dans un deuxième temps, d'évaluer l'intensité de l'impact. Dès lors, nous qualifions ces démarches d'*a posteriori*.

Face à ce constat et pour tenter de résoudre cette problématique d'intégration des paramètres spatio-temporels, ce travail de recherche propose de développer une nouvelle procédure de classification des impacts locaux et régionaux permettant l'intégration, à cette étape de l'ACV, des paramètres spatio-temporels.

Cette nouvelle méthodologie de classification des impacts locaux et régionaux s'appuie sur la chaîne cause à effet d'un impact. Elle repose sur les quatre étapes suivantes :

- **la détermination du caractère polluant** : les propriétés physico-chimiques de la substance mais également les caractéristiques spatio-temporelles de la source sont déterminées ;
- **la détermination de la potentialité de l'impact sur la cible** : par le biais de l'analyse de l'exposition, la cohérence entre la nature de l'impact considéré et la nature des milieux et des cibles potentiellement impactés est identifiée ;
- **la détermination de la concentration environnementale** : la concentration environnementale de la substance est calculée, par l'outil EUSES en prenant en compte les phénomènes de transport, de dispersion et de dégradation mais également en considérant la mobilité de la source : on évalue, à partir de cette PEC, la masse de la substance susceptible d'entrer en contact avec la cible ;
- **la détermination de la réalisation potentielle de l'impact** : cette masse est comparée à un seuil d'effet, s'il existe, pour l'impact considéré et la pertinence du calcul de cet impact au regard de ce seuil est déterminée.

Si la pertinence du calcul est confirmée, l'impact est calculé par une méthode *midpoint* (méthode CML 2001 dans le cadre de cette étude) pour éviter la redondance de la « pseudo » prise en compte des paramètres spatio-temporels des méthodes *endpoint*.

Pour limiter le nombre de données nécessaires à la réalisation d'une ACV avec cette nouvelle méthodologie de classification, nous préconisons de l'appliquer systématiquement aux sources mobiles d'émission mais de restreindre son utilisation pour les sources fixes, aux étapes révélées comme les plus impactantes par une ACV classique.

Afin de valider et de montrer l'apport et la pertinence de cette nouvelle méthodologie, nous avons choisi de la tester sur l'évaluation de filières énergétiques pour le secteur des transports. Dès lors, ce travail de recherche s'intègre au programme de recherche du Groupe des Ecoles des Mines (GEM) sur le développement d'une filière énergétique alternative pour l'automobile : le projet H2-PAC (utilisation de l'hydrogène au sein d'une pile à combustible PEMFC dans un véhicule).

Dans un premier temps, nous avons réalisé une ACV classique de quatre filières énergétiques au moyen du logiciel GaBi 4 : les filières hydrogène direct, bioéthanol-hydrogène, hydrogène combustion et essence. Cette ACV met en lumière des résultats paradoxaux : les très mauvaises performances environnementales de l'étape de fabrication de la pile pour les filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène qui confère à ces deux filières les plus mauvais scores pour sept catégories d'impacts sur dix évalués. La pile à combustible qui est au cœur de ces filières hydrogène, semble être le verrou environnemental.

Mais disposant d'un nombre de données insuffisant sur cette étape de fabrication, il nous est difficile de proposer des actions d'amélioration. Une étude plus approfondie des processus élémentaires de cette étape devra être réalisée afin de mieux appréhender cette étape la plus impactante. Cette étape occultant la contribution des autres étapes du cycle de vie de ces filières, nous avons, alors, décidé de comparer les quatre filières énergétiques sans prendre en compte la fabrication de leur système de « motorisation ». Dès lors, les filières hydrogène combustion et essence apparaissent comme les filières les plus impactantes et montrent des mauvais résultats en ce qui concerne l'étape d'utilisation du véhicule en termes d'émission des moteurs à combustion interne alimentés respectivement en hydrogène et en essence. En outre, peu de procédés développés et maîtrisés par le GEM sont identifiés comme très impactants pour les filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène, seule la production d'électricité résultant de la consommation de certains des procédés s'avère impactante. Peu d'actions d'amélioration peuvent donc être proposées au GEM. Les actions d'amélioration proposées notamment en ce qui concerne le piégeage ou traitement des gaz en sortie du PSA devront être évaluées environnementalement pour mettre en évidence d'éventuels transferts de pollution.

Au regard de ces résultats, nous réévaluons, selon la nouvelle procédure de classification, trois étapes impactantes : l'étape de fabrication de la pile car elle est la source fixe d'émission la plus impactante et l'utilisation du véhicule des filières essence et hydrogène combustion qui est une source mobile d'émission.

L'application de cette nouvelle méthodologie à ces trois étapes a fait ressortir trois points forts tels que :

- la prise en compte du devenir du polluant entraînant la considération d'une masse moindre de la substance atteignant la cible ;
- la détermination de la pertinence du calcul de l'impact au regard des résultats de l'analyse de l'effet ;
- la prise en compte de la mobilité de la source en découpant, systématiquement, le parcours d'une source mobile en sites fixes équivalents.

En marge de ces points forts, la méthodologie présente également des points faibles tels que :

- le manque de cohérence entre le compartiment de la PEC calculée par EUSES et la nature des impacts évalués par CML 2001 ;
- la difficulté de traitement des NO_x et notamment le calcul de leur concentration environnementale ;
- le volume considéré pour calculer la masse de la substance ;

- la longueur de la procédure qui est, dès lors, restreinte à la réévaluation des étapes les plus impactantes en ce qui concerne les sources fixes d'émission ;
- la problématique de la réévaluation d'étapes ne se déroulant pas en Europe (le modèle utilisé, EUSES, n'est valable que pour les milieux naturels européens).

L'utilisation de cette méthodologie, au regard de ses avantages et inconvénients, propose une évaluation différente des sources mobiles qui permet une majoration moindre de leurs impacts. Ne plus considérer l'ensemble du parcours comme une source fixe et découper les parcours en un nombre de sites fixes équivalents permet de relativiser les impacts de ce type de source, souvent considérés comme importants surtout quand on les compare à des sources mobiles non émettrices. Cette méthodologie présente des points faibles non négligeables qui devront être résolus notamment en ce qui concerne la détermination du volume à considérer pour déterminer la masse de la substance et la réévaluation d'étapes ne se déroulant pas en Europe.

Parallèlement à l'évaluation des performances environnementales de ces filières énergétiques, nous avons mené une analyse des risques de deux de ces filières dans un contexte de crainte liée à l'utilisation de l'hydrogène appelée « syndrome Hindenburg ». Contrairement à l'ACV où l'on considère un système en fonctionnement normal (sans accident), lors d'une analyse de risques, on considère un système en fonctionnement dégradé (avec l'apparition d'accidents). Nous avons choisi d'évaluer l'ensemble du cycle de vie de deux filières : la filière hydrogène direct et la filière essence car la première représente l'alternative de la seconde. Généralement, les analyses de risques ne considèrent pas l'ensemble du cycle de vie du système et celles menées sur l'utilisation de l'hydrogène dans le transport se focalisent essentiellement sur les étapes de stockage et de distribution de l'hydrogène. Dès lors, à l'instar de l'évaluation de leurs performances environnementales, nous avons choisi d'étudier l'ensemble du cycle de vie de ces filières énergétiques et nous avons, alors, développé une méthodologie d'Analyse des Risques du Cycle de Vie (ARCV) qualitative permettant d'estimer qualitativement le niveau de risque de chacune des étapes du cycle de vie de ces filières mais également de l'ensemble de la filière. Cette méthodologie d'ARCV est calquée sur celle de l'ACV et se déroule en quatre étapes :

- définition des objectifs et du champ de l'étude ;
- inventaire des situations dangereuses ;
- évaluation des risques ;
- interprétations des résultats.

Au terme de ce travail, nous constatons que les résultats de cette analyse sont difficilement interprétables car les deux filières présentent un niveau de risque semblable. Nous pouvons toutefois noter que la filière hydrogène direct semble légèrement plus dangereuse avec la mise en évidence de la problématique du stockage de l'hydrogène, problématique souvent soulevée dans la littérature. Cette méthodologie est une première tentative d'analyse qualitative des risques de l'ensemble du cycle de vie d'un système. Elle soulève quelques questions en termes d'exhaustivité de l'inventaire des situations dangereuses et le système de pondération choisi qui conditionnent les résultats obtenus. La considération de l'ensemble du cycle de vie dans une analyse de risques introduit, indubitablement, la question de l'exhaustivité. Le défi de développement de cette méthode serait de passer du qualitatif au quantitatif sans trop alourdir l'analyse.

Références bibliographiques

AGRICE. TCR de Peuplier. Etude AGRICE. ADEME, AFOCEL, ITCF Céréaliers de France.1998, 11p.

AISSANI L. et al. Life Cycle Assessment of hydrogen energy die – Goal definition and scoping. 9th Conference on Energy for a Clean Environment – Povoa (Portugal). 2007a, 13 p.

AISSANI L. et al. Analyse du Cycle de Vie de la filière hydrogène énergie – Première étape : définition des objectifs et du champ de l'étude. Récents Progrès en Génie des Procédés – Numéro 96 – SFGP, Paris, France. 2007b, 9 p.

AISSANI L. et al. Life Cycle Assessment of hydrogen enregy pattern. 3rd International Conference on Energy and Environment CIEM – Bucharest (Roumanie). 2007c, 6 p.

ALLEAU T. L'hydrogène, vecteur énergétique. **In** : SABONNADIERE J-C. Nouvelles technologie de l'énergie 2 – Stockage et technologies à émission réduite. LAVOISIER. Paris : 2007, p. 167-206

ANDRE M. Construction de cycles de conduite représentatifs pour la mesure des émissions de polluants des véhicules. Thèse. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 1998, 278 p.

ANDRE P. et al. L'évaluation des impacts sur l'environnement – Processus, acteurs et pratique. Presses Internationales Polytechnique. 2003, 520 p.

BALLERINI D. Les biocarburants – Etats des lieux, perspectives et enjeux du développement. IFP Publications. Editions Technip. Paris : 2006, 348 p.

BEAUGER C. et al. Pile A Combustible, Production d'hydrogène à partir de biomasse, Stockage d'Hydrogène sur carbones nanostructurés, Analyse du Cycle de Vie : un projet du Groupe des Ecoles des Mines Génie des Procédés, Énergie et Environnement (GEM GP E2). Récents Progrès en Génie des Procédés – Numéro 96 - SFGP, Paris, France. 2007, 9 p.

BELLEKOM S. et al. Feasibility of applying Site Dependent impact assessment of acidification in LCA. International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 11, 2006, p. 417-424

BENETTO E. Evaluation de l'incertitude des impacts environnementaux du cycle de vie (EI²CV) et conception de l'éco-innovation : application à la filière charbon. Thèse en chimie. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2002, 295 p.

BENETTO E. Analyse du cycle de vie – Incertitudes des évaluations des impacts. Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement. 2005, G 5620, 12 p.

BENOIT V. et ROUSSEAUX P. Aid for aggregating the impacts in Life Cycle Assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 8, 2003, p.74-82

BENOIT C. L'analyse sociale du cycle de vie, du cadre théorique à l'opérationnalisation. Université Européenne d'été 2007, Montpellier « Entreprises, Organisation et développement durable ». 2007,1 p.

BISSON M. et al. Oxydes d'azote NO_x – Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS. 2005, 51p.

BONDUELLE P. et BERTHELOT A. La culture du TCR de Peuplier (1ère et 2nde parties). AFOCEL/ARMEF. 1994, fascicule 483

BOUCHER S. La révolution de l'hydrogène –Vers une énergie propre et performante ? Le félin KIRON. 2006, 158 p.

BRUYERE P. Ultim Car – Use of hydrogen in internal combustion engine. Automotive Energetic Alternatives – Poitiers (France). 2006, 5 p.

BUTEL-BELLINI B. et JANIN M. Ecoconception – Etat de l'art des outils disponibles. Techniques de l'ingénieur, Traité Environnement. 1999, G 6010, 22 p.

CANCELLI C. et al. Accidental release of hydrogen from a cryogenic tank. Cryogenics. 2005, vol.45, p.481-488

CHAABANE R. Entre ACV et étude d'impact : synthèse et développements méthodologiques. Thèse. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 1998, 291 p.

CHAMPAIN M.P, Etude de l'intégration des paramètres échelle spatiale et échelle temporelle dans l'analyse du cycle de vie d'un produit automobile : rapport de stage de DEA. DEA Sciences et Techniques du Déchet : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 1997, 76 p.

CHELHAOUI S. et al. SEREPAC : Bilan et perspectives sur la sécurité, la réglementation et la normalisation des systèmes piles à combustible, Institut National de l'Environnement Industriels et des Risques. 2002, 109 p.

CHEVALIER J. Elaboration d'un protocole d'analyse de cycle de vie des procédés : application aux traitement des fumées d'application aux traitement des fumées d'incinération des déchets ménagers. Thèse. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 1999, 235 p.

CONCAWE, EUCAR et JRC. Well to wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Well to wheel report, 2ème version. 2006, 88 p.

CONTADINI J.F. et MOORE R.M. Life cycle assessment of fuel cell vehicles – A case study summary. International Journal of Life Cycle Assessment. 2003, vol. 8, p. 179-180

CROWL D. et JO Y. The hazards and risks of hydrogen. Journal of Loss Prevention in the Process Industries. 2007, vol. 20, p. 158-164

DARKRIM LAMARI F. et MALBRUNOT P. Combustible hydrogène – Production. Techniques de l'Ingénieur, Traité Energie. 2006, BE 8565, 12 p.

DASSENS A. Méthode pour une approche globale de l'analyse de risques en entreprise. Thèse en risques. Mulhouse : Université de Haute Alsace, 2007, 280 p.

DOUAUD A. et GRUSON J-F. Recommandations pour un développement durable des biocarburants en France. Rapport du groupe de travail sur les biocarburants – Commission interministérielle véhicules propres et économes. Paris – Ministère de l'écologie et du développement durable. 2006, 35 p.

DEGLISE X, et DONNOT A. Bois énergie. Techniques de l'Ingénieur, Traité Energie. 2004, BE 8535, 21 p.

DOUARD F. Production d'énergie à partir du bois. **In** : SABONNADIERE J-C. Nouvelles technologie de l'énergie 3 – Géothermie et énergies de la biomasse. LAVOISIER. Paris : 2007, p. 199-243

ECOBILAN. Bilan énergétique et émissions de GES des carburants et biocarburants conventionnels. ECOBILAN, 2002

European Chemicals Bureau. Technical Guidance Document on risk assessment – Part I,II,III, IV. Institut for Health and Consumer Protection. European Commission joint research centre. EUR 20418 ENV2. 2003

FINNVEDEN G. et NILSSON M. Site dependent life cycle impact assessment in Sweden. International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 10, 2005, p. 235-239

FRANCESCONI J. A. et al. Analysis of the energy efficiency of an integrated ethanol processor for PEM fuel cell systems. Journal of Power Sources. Vol. 167, 2007, p. 151-161

FRICHKNECHT R. et JUNGBLUTH N. Overview and Methodology – Data v2.0. Ecoinvent report n°1. Ecoinvent centre – Swiss Centre for Life Cycle Inventories. 2007, 77 p.

FROMENTIN A. et al. Etat des connaissances dans le domaine de la gazéification du bois. EPFL/LASEN. 2000, 31 p.

GALLEY R. et GATIGNIOL C. Rapport sur les perspectives offertes par la technologie de la pile à combustible. Les rapports du Sénat, n°426. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Assemblée Nationale, Sénat. 2001, 127 p.

GARNIT S. Etude d'un système de génération d'électricité comportant une pile à combustible PEM et un générateur d'hydrogène pour la voiture électrique. Thèse énergétique. Paris : Ecole des Mines de Paris, 2002, 216 p.

GAUTHIER D. et al. Historique méthodologique et usage des ACV. **In** : Académie des Technologies – Les Analyses du Cycle de Vie. 2002, p. 8-22

GNANSOUNOU E. et DAURIAT A. Etude comparative de carburants par analyse de leur cycle de vie. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne – Laboratoire des systèmes énergétiques, 2004, 70 p.

GOEDKOOP M. et SPRIENSMA R. The Ecoindicator99 – A damage oriented method for life cycle impact assessment. Methodology Report Third edition – Pre consultant. 2001, 132 p.

GRANOVSKII M. et al. Life cycle assessment of hydrogen fuel cell and gasoline vehicles. International Journal of Hydrogen Energy. 2006, vol. 31, p. 337-352

GRANOVSKII M. et al. Exergetic life cycle assessment of hydrogen production from renewables. Journal of Power Sources. 2007, Accepted manuscript, 22 p.

GRISEL L. et DURANTHON G. Pratiquer l'écoconception. AFNOR. 2001, 128 p.

GRISEL G. et OSSET P. L'analyse du cycle de vie d'un produit ou d'un service – Applications et mise en pratique. AFNOR. 2004, 360 p.

GUINEE J.B. et al. CML guide to life cycle assessment. Centre of Environmental Studies, Leiden University (CML). 2001

HAUSCHILD M. et POTTING J. Spatial Differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP 2003 methodology. Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency. 2004, 63 p.

HETTELINGH J-P. et al. Country dependent characterisation factors for acidification in Europe – A critical evaluation. International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 10, 2005, p. 177-183

HOGAN L. et al. Threshold Inventory Interpretation Methodology – A case study of three juice container systems. International Journal Of Life Cycle Assessment. Vol. 1, 1996, p. 159-167

HUIJBREGTS et al. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment – Part I : Calculation of toxicity potential for 181 substances with the nested multimedia fate, exposure and effects model USES-LCA. Chemosphere. Vol. 41, 2000, p. 541-573

HUIJBREGTS et al. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment – Part III : Export of potential impact over time and space. Chemosphere. Vol. 44, 2001, p. 59-65

HUIJBREGTS et al. Human population intake fractions and environmental fate factors of toxic pollutants in life cycle impact assessment. Chemosphere. Vol. 61, 2005, p. 1495-1504

Institut National de Recherche et de Sécurité. Evaluation des risques professionnels – Aide au repérage des risques dans les PME-PMI. Edition INRS ED 840. 2007, p. 28

Institut Technique de la Betterave. La Betterave : caractères botaniques et exigences physiologiques. Document technique. 2006. Disponible en ligne sur

http://www.itbfr.org/apps/accesbase/dbtoweb.asp?d=22984&t=0&identobj=OEvI3JE&uid=57305290&sid=57305290&idk=1

ISO. FD ISO/CEI Guide 73. Management du risque – Vocabulaire –Principes directeurs pour l'utilisation dans les normes. 2002, 24 p.

ISO. Systèmes de management environnemental - Exigences et lignes directrices pour son utilisation. ISO 14001. 2004, 37 p.

ISO. Management environnemental - Évaluation environnementale de sites et d'organismes (EESO). ISO 14015. 2002, 26 p.

ISO. Management environnemental - Évaluation de la performance environnementale - Lignes directrices. ISO 14031. 2000, 48 p.

ISO. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre. ISO 14040. 2006, 33 p.

ISO. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices. ISO 14044. 2006, 59 p.

JOLLIET O. et al. Impact 2002+ : A new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 8, 2003, p. 324-330

JOLLIET O. et al. Analyse du Cycle de Vie – Comprendre et réaliser un écobilan. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. 2005, 242 p.

JOURMARD R. et al. Influence du cycle de conduite sur les émissions unitaires de polluants des voitures particulières. Rapport n°LTE 9902. Institut de Recherche sur les Transports et leur Sécurité. 1999, 124 p.

JUNKER M. L'hydrogène vecteur énergétique. Forum ALPHEA hydrogène – Nancy (France). 2006.

KARAKOUSSIS V. et al. Environmental emissions of SOFC and SPFC system manufacture and disposal. Imperial College of Science – Technology and Medicine. 2000, 86 p.

KHALIFA K. Analyse du Cycle de Vie – Problématique de l'évaluation des impacts. Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement. 1999, G 5610, 10 p.

KHALIFA K. Analyse du Cycle de Vie – Méthodes d'évaluation des impacts. Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement. 2002, G 5615, 20 p.

KORONEOS C. et al. Life cycle assessment of hydrogen fuel production processes. International Journal of Hydrogen Energy. 2004, vol. 29, p. 1443-1450

KREWITT W. et al. Country specific damage factors of air pollutants – A step towards site dependent life cycle impact assessment. International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 6, 2001, p.199-210.

KUMAR R.V. et al. Hydrogen Refueling System Based on Autothermal Cyclic Reforming. Proceeding of the 2002 US DOE Hydrogen Program Review. 2002, 8 p.

LAMY C. Piles à Combustible et leur Gestion (PACoGES). Rapport Final. UMR 6503, CNRS et Université de Poitiers. 2004, 12 p.

LE BORGNE R. et FEILLARD P. Analyse du cycle de vie – Application dans l'industrie automobile. Techniques de l'ingénieur, Traité Environnement. 2000, G 5800, 10 p.

LOGET S. Evaluation environnementale des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène : rapport de stage de Master recherche. Master recherche Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. St Etienne : Ecole des Mines de St Etienne, 2007, 70 p.

MACINTYRE I. et al. Canadian hydrogen safety program. International Journal of Hydrogen Energy. 2007, vol.32, p. 2134-2143

MATTHIJSEN A.J.C.M. et KOOI E.S. Safety distances for hydrogen filling stations. Journal of Loss Prevention in the Process Industries. 2006, vol. 19, p.719-723

MAZABRAUD P. Le stockage embarqué de l'hydrogène. **In** : L'hydrogène, les nouvelles technologies de l'énergie. Clefs CEA n°50/51 – Hiver 2004, 2005. 2004, p. 56-59

MILLET C. Les défis d'une infrastructure de distribution d'hydrogène. **In** : L'hydrogène, les nouvelles technologies de l'énergie. Clefs CEA n°50/51 – Hiver 2004, 2005. 2004, p. 52-53

MOREL S., Etude de la performance environnementale de la RENAULT Twingo 2 par l'Analyse du Cycle de Vie. RENAULT. Rapport confidentiel. 2006, 13 p.

MOSDALE R. Transport électrique routier – Véhicules électriques à pile à combustible. Techniques de l'Ingénieur, Traité Energie. 2003, D 5570, 16 p.

NEELIS M.L. et al. Exergetic life cycle analysis of hydrogen production and storage systems for automotive applications. International Journal of Hydrogen Energy. 2004, vol. 29, p. 537-545

NGO C. Energie d'aujourd'hui et de demain. **In** : L'hydrogène, les nouvelles technologies de l'énergie. Clefs CEA n°50/51 – Hiver 2004, 2005. 2004, p. 5-8

Observatoire de l'Energie. Energies et Matières Premières – Consommation de carburants des voitures particulières en France 1990-2003. Direction Générale de l'Energie et des Matières Premières. 2004, 8 p.

OGIER J.C. et al. Production d'éthanol à partir de biomasse lignocellulosique. Oil & Gas Science and Technology – IFP. Vol. 54, 1999, p. 67-94.

OHSAS. Occupational Health and Safety Assessment Systems – Requirements 2007

OLLIVIER-DEHAYE C. Analyse du Cycle de vie –Comment choisir un logiciel. Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement. 2008, G6350, 16 p.

PEHNT M. Assessing future energy and transport systems : The case of fuel cells. International Journal of Life cycle Assessment. 2003, vol. 8, p. 283-289

PEHNT M. Life cycle assessment of fuel cell stacks. International Journal of Hydrogen Energy. 2001, vol. 26, p. 91-101

PERRIMAN R.J. Is LCA losing its way ? LCA news –A SETAC-Europe publication. 1995, vol. 5, p. 4-5

POITRAT E. Biocarburants. Techniques de l'Ingénieur, Traité Energie. 1999, BE8550,13 p.

POTTING J. et BLOCK K. Life Cycle Assessment of four types of floor covering. Journal of Cleaner Production. 1995, vol. 3, p. 201-213

POTTING J. et HAUSCHILD M.Z. Predicted environmental impact and expected occurrence of actual environmental impact. Part 1 : The linear Nature of environmental impact from emissions in life cycle assessment. International Journal of Life Cycle Assessment. 1997a, vol. 2, p. 171-177

POTTING J. et HAUSCHILD M.Z. Predicted environmental impact and expected occurrence of actual environmental impact. Part 2 : Spatial differentiation in life cycle assessment via the site dependent characterisation of environmental impact from emissions. International Journal of Life Cycle Assessment. 1997b, vol. 2, p. 209-216

POTTING J. et al. Comparison of the acidifying impact from emissions with different regional origin in life cycle assessment. Journal of Hazardous Material. Vol. 61, 1998, p.155-162.

POTTING J. Spatial differentiation in life cycle impact assessment – A framework and site dependent factors to assess acidification and human exposure. Thèse. Utrecht : Université de Utrecht (Pays-Bas), 2000.

POTTING J. et HAUSCHILD M.Z. Spatial differenciation in life cycle impact assessment – A decade of method development to increase the environment realism of LCIA. International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 11, 2006, p. 11-13

RIGAS F. et SKLAVOUNOS S. Evaluation of hazards associated with hydrogen storage facilities. International Journal of Hydrogen Energy. 2005, vol. 30, p1501-1510

RIVM (National Institute of Public Health and the Environment), VROM (Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment), VWS (Ministry of Health, Welfare and Sports). Uniform System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0). The Netherlands. 1998.

RODER A. Integration of Life Cycle Assessment and Energy Planning Models for the Evaluation of Car Powertrains and Fuels. Thèse Swiss federal institute of technology, 2001, 198 p.

ROSYID O.A. System analytic safety evaluation of the hydrogen cycle for energetic utilization. Thèse. 2006, 236 p.

ROSYID O.A. et al. Risk analysis for the infrastructure of a hydrogen economy. International Journal of Hydrogen Energy. 2007, Article in press, 7 p.

ROUSSEAUX P. Evaluation comparative de l'impact environnemental global (ECIEG) du cycle de vie des produits. Thèse. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 1993, 276 p.

ROUSSEAUX P. Analyse du cycle de vie – Evaluation des impacts. Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement. 1998, G 5605, 13 p.

ROUSSEAUX P. et APOSTOL T. Valeur environnementale de l'énergie. Presses Polytechniques et Universitaires romandes. Collection des sciences appliquées de l'INSA de Lyon. 2000, 186 p.

ROUSSEAUX P. Analyse du Cycle de Vie (ACV). Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement. 2005, G 5500, 4 p.

SCHJOLBERG I. et OSTDAHL A.B. Security and tolerable risk for hydrogen service stations. Technology in Society. 2008, vol. 30, p. 64-70

SCHULTE I. et al. Issues affecting the acceptance of hydrogen fuel. International Journal of Hydrogen Energy. 2004, vol. 29, p 677-685

SETAC. Guidelines for life cycle assessment : a code of practice – Goal and definition scoping. SETAC. 1993, 69 p.

SONNEMANN G. Environmental damage estimations in industrial process chain – Methodology development with a case study on waste incineration and a special focus on human health. International Journal of Life Cycle Assessment. 2004, vol. 9, p. 206-207

SORENSEN B. Total life-cycle assessment of PEM fuel cell car. Paper 3-1189 in Proc. 15th World Hydrogen Energy Conf., Yokohama. CDROM, World Hydrogen Energy Association. 2004, 8 p.

SPATH P. et MANN M. Life cycle assessment of renewable hydrogen production via wind electrolysis. NREL/MP-560-35404. Milestone completion report, National Renewable Energy Laboratory. 2004, 9 p.

STEEN et al. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – General system characteristics. CPM report 1999:4, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden. 1999, 67 p.

SUH Y.J. 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. Thèse en chimie. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2002, 190 p.

SUN L. et MEUNIER F. Adsorption – Aspects théoriques. Techniques de l'Ingénieur, Traité Chimie et Bio. 2003, J 2730, 16 p.

SWAIN M.R et al. Experimental verification of a hydrogen risk assessment method. Chemical health and safety. 1999, vol. 6, p. 28-32

UDO DE HAES HA. et al., Best available practice regarding impact catégories and category indicators in life cycle impact assessment. International Journal of Life Cycle Assessment. 1999, vol. 4, p. 1-15

VENETSANOS A.G et al. Source, dispersion and combustion modelling of an accidental release of hydrogen in an urban environment. Journal of Hazardous Materials. 2003, A 105, p. 1-25

WERNERT F. Le concept d'empreinte écologique. **In** : JOLLIA-FERRIER L., VILLY T. L'empreinte écologique. SAP. Lyon : 2006, p. 11-24

WHITE P. et al. LCA back on track, but is it one track or two ? LCA news –A SETAC-Europe publication. 1995, vol.5, p. 2-3

ZAH R. et al. Ecobilan d'agents énergétiques – Evaluation écologique de biocarburants. Rapport Final. Berne : Offices fédéraux de l'énergie, de l'environnement et de l'agriculture, 2007, 22 p.

ZAMEL N. et LI X. Life cycle comparison of fuel and internal combustion engine vehicles for Canada and the United States. Journal of Power Sources. 2006, vol. 162, p. 1241-1253

ZHI FU G. et al. Life Cycle assessment of bio-ethanol derived from cellulose. International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 8, 2003, p. 137-141

Annexes

Annexe 1 : Tableau des unités utilisées par les différentes méthodes de caractérisation 308

Annexe 2 : Tableau des caractéristiques des ACV concernant les filières énergétiques 309

Annexe 3 : Arbre des procédés de l'étape de production d'hydrogène de la filière hydrogène direct réalisé sous GaBi 4 313

Annexe 4 : Arbre des procédés de l'étape de production de charbon actif de la filière hydrogène direct réalisé sous GaBi 4 314

Annexe 5 : Arbre des procédés de l'étape de production de bioéthanol de la filière bioéthanol-hydrogène réalisé sous GaBi 4 315

Annexe 6 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de HF de l'étape de fabrication de la pile 316

Annexe 7 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de SO_2 de l'étape de fabrication de la pile 321

Annexe 8 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de NO_x de l'étape de fabrication de la pile 324

Annexe 9 : Tableau de calcul des émissions engendrées par un moteur essence selon le modèle Modem Hyzem 326

Annexe 10 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de CO du moteur essence 327

Annexe 11 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de NO_x du moteur essence et du moteur hydrogène pour le cycle autoroutier 329

Annexe 12 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de NO_x du moteur essence et du moteur hydrogène pour le cycle routier 331

Annexe 13 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de NO_x du moteur essence et du moteur hydrogène pour le cycle urbain 333

Annexe 14 : Tableau complet de l'inventaire des situations dangereuses et cotation des risques de la filière essence 335

Annexe 15 : Tableau complet de l'inventaire des situations dangereuses et cotation des risques de la filière hydrogène direct 340

Annexe 16 : Tableau complet de l'inventaire des situations dangereuses et cotation des risques de la production de charbon actif de la filière hydrogène direct 345

Annexe 1 : Tableau des unités utilisées par les différentes méthodes de caractérisation

	CML 2001	**Ecoindicator 99**	**EDIP 1997**	**EDIP 2003**	**Impact 2002+**
Epuisement ressources abiotiques	kg éq. Sb	Surplus MJ	Non évalué	Non évalué	Energies non renouvelables : MJ primaire Minerais : MJ surplus
Changement climatique	kg éq. CO_2	DALY	kg éq. CO_2	kg éq. CO_{2q}	kg éq. CO_2
Ecotoxicité	kg éq. $C_6H_4Cl_2$	PDF*m²*a	kg par m^3 de milieu contaminé	Non évalué	PDF*m²*a
Toxicité humaine	kg éq. $C_6H_4Cl_2$	DALY	kg par m^3 de milieu contaminé	Non évalué	Inorganiques : kg éq. PM 2.5 Organiques : kg éq. C_2H_4 Cancérogènes et non cancérogènes : kg éq. C_2H_3Cl
Acidification	kg éq. SO_2	PDF*m²*a	kg éq. SO_2	kg par m² exposé	kg éq. SO_2
Eutrophisation	kg éq. PO_4^{3-}		kg éq. NO^{3-}	Aquatique : kg éq. NO^{3-} Terrestre : kg par m^3 de milieu contaminé	kg éq. PO_4^{3-}
Pollution photochimique	kg éq. C_2H_4	Non évalué	kg éq. C_2H_4	Homme : Quantité en ppm par heure à laquelle une personne est exposée Végétation : kg par m^3 de milieu contaminé	Non évalué
Déplétion de la couche d'ozone	kg éq. CFC 11	DALY	kg éq. CFC 11	kg éq. CFC 11	kg éq. CFC 11
Radiation	DALY	DALY	Non évalué	Non évalué	Bq C14
Occupation du sol	Non évalué	PDF*m²*a	Non évalué	Non évalué	m² de terre arable

Annexe 2 : Tableau des caractéristiques des ACV concernant les filières énergétiques

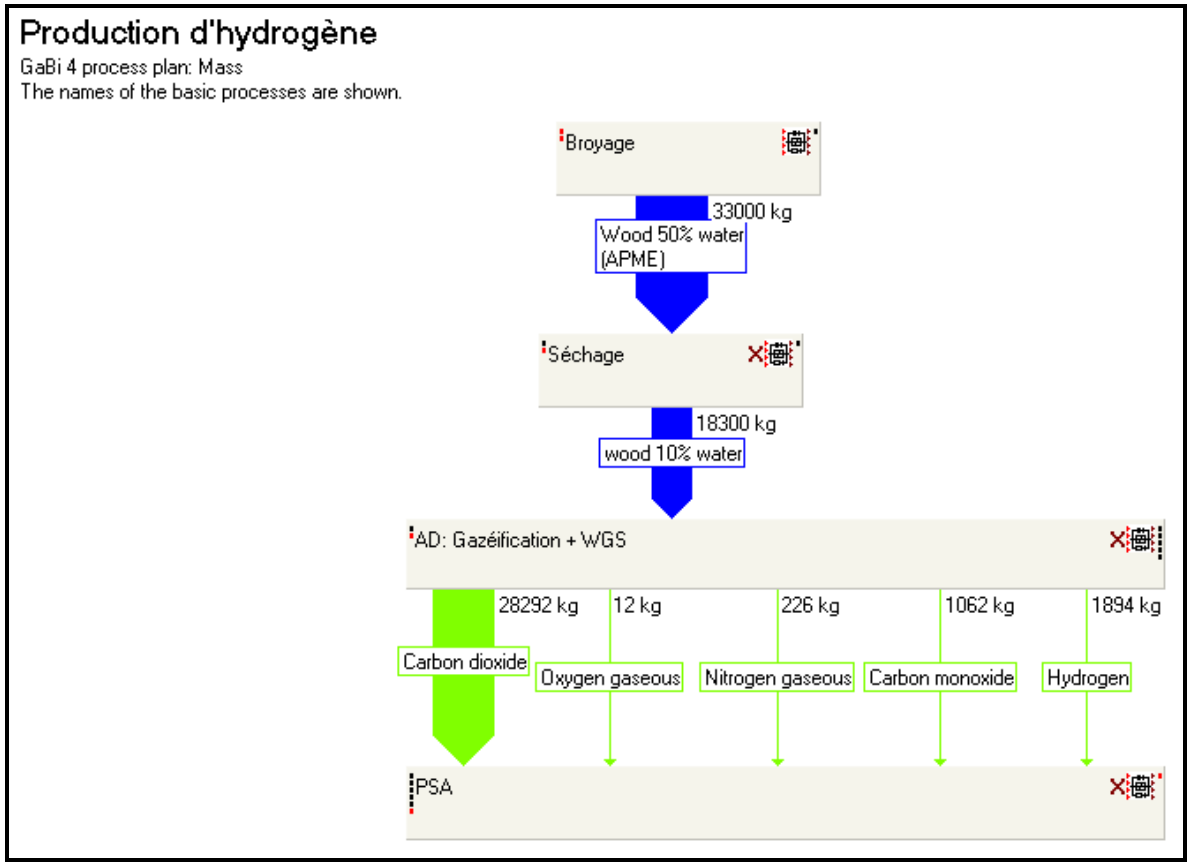
Référence	Nom de l'étude	Nature des systèmes	Unité fonctionnelle	Frontières du système	Impacts évalués	Résultats
PEHNT, 2001	Life cycle assessment of fuel cell stacks	- pile PEMFC de 75 kW alimentée avec de l'hydrogène ou du méthanol obtenu à partir de gaz naturel - comparaison avec moteur essence euro 4	150000 km	- production de la pile - production du carburant - utilisation dans véhicule	- consommation d'énergie - effet de serre - acidification	- acidification et réchauffement provoqués par le traitement du platine - impact des fibres de carbone du fait de la consommation d'énergie pour les produire - le réchauffement et la consommation d'énergie provoqués par le procédé d'imprégnation de la résine sur les plaques de circulation des gaz
ECOBILAN, 2002	Bilan énergétiques et émissions de gaz à effet de serre des carburants et biocarburants conventionnels	Ethanol, ETBE, huile (biodiesel), EMHV, essence, gazole et MTBE	1 MJ	- production et transformation des produits jusqu'au dépôt de distribution - exclusion des phases utilisation et fin de vie	- épuisement ressources non renouvelables - effet de serre	Pour le réchauffement climatique et bilan énergétique, bonnes performances du biodiesel
CONTADINI et MOORE, 2003	Life cycle assessment of fuel cell vehicles	Véhicule hydrogène circulant en 2010	$MJ.km^{-1}$ (selon les km parcourus pendant le cycle de vie)	Tout le cycle de vie	- écotoxicité et toxicité - effet de serre - acidification - eutrophisation	Préférence pour tous les scénarios de la filière hydrogène direct plutôt que les hydrocarbures
PEHNT, 2003	Assessing future energy and transport systems : the case of fuel cells	Combustion interne : - essence - diesel - méthanol (gaz, bois) - hydrogène (gaz, électrolyse) Pile à combustible : - méthanol (gaz, bois) - hydrogène (gaz, électrolyse)	1 km parcouru dans une voiture compacte (qui consomme 3 L/100 km soit 1 MJ/km)	- production du carburant - fabrication du véhicule	- épuisement des ressources non renouvelables - effet de serre - acidification - eutrophisation - pollution photochimique	- importance du choix de la ressource par rapport au système de motorisation - réduction des gaz à effet de serre pour hydrogène via le gaz naturel par rapport aux carburants conventionnels

Référence	Nom de l'étude	Nature des systèmes	Unité fonctionnelle	Frontières du système	Impacts évalués	Résultats
GNANSOUNOU et DAURIAT, 2004	Etude comparative de carburants par analyse de cycle de vie	- filière essence 5 (mélange de 5% de bioéthanol et de 95% d'essence sans plomb) - filière essence sans plomb	100 km	Tout le cycle de vie	- consommation d'énergie primaire non renouvelable - effet de serre - eutrophisation - acidification	- préférence pour l'essence 5 pour consommation d'énergie - mauvais score de l'essence 5 pour acidification et eutrophisation (pour céréales, pomme de terre et mélasse de betteraves)
CONCAWE, EUCAR et JRC, 2004	Well to wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context	Différentes ressources : - pétrole - charbon - gaz naturel - biomasse - éolien - nucléaire Différents carburants : - essence, diesel, naphta - diesel synthétique - hydrogène comprimé ou liquéfié - méthanol - éthanol Différentes motorisation : - moteur à explosion - pile à combustible - hybride - reformeur + pile	MJ.100 km^{-1} en 2010	Tout le cycle de vie	- consommation d'énergie - effet de serre	- moins de production de gaz à effet de serre par ressources renouvelables mais plus d'énergie consommée - coexistence nécessaire des différentes filières
KORONEOS et al, 2004	Life cycle assesment of hydrogen fuel production processes	- hydrogène par reformage du gaz naturel - hydrogène par énergies renouvelables (photovoltaïque, solaire thermique, éolien, hydroélectricité et biomasse)	1 MJ	Production d'hydrogène	- effet de serre - acidification - eutrophisation - pollution photochimique	- le pire moyen est le photovoltaïque (du fait de la fabrication des cellules et de la mauvaise efficacité énergétique) - préférence pour l'éolien, l'hydraulique et le solaire thermique

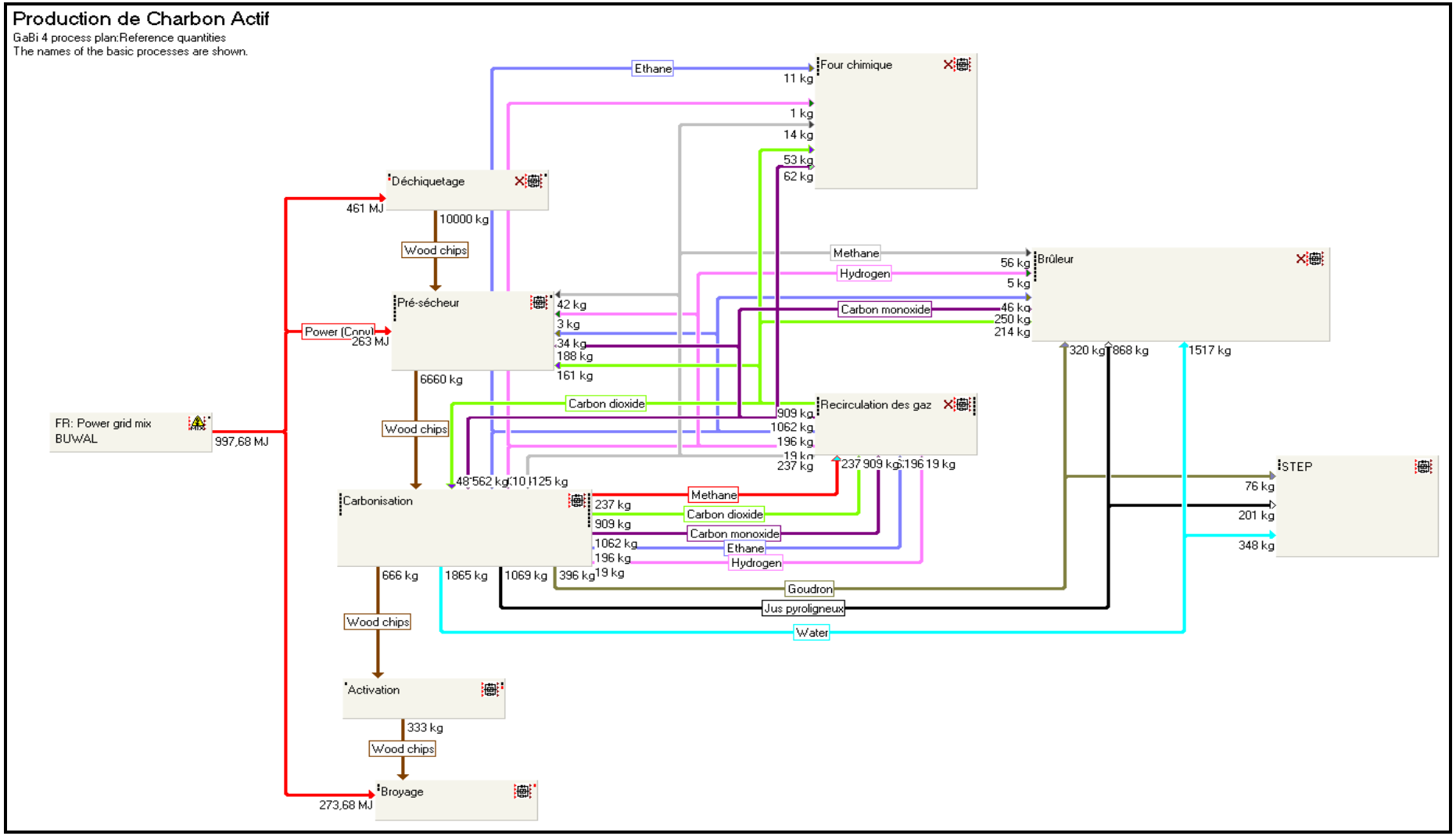
Référence	Nom de l'étude	Nature des systèmes	Unité fonctionnelle	Frontières du système	Impacts évalués	Résultats
NEELIS et al, 2004	Exergetic life cycle analysis of hydrogen production and storage systems for automotive applications	Moyens de production : - reformage du gaz naturel - electrolyse de l'eau via l'éolien Moyens de stockage : - hydrures métalliques (haute et basse température) - compression - liquéfaction	$MJ.km^{-1}$	Production et stockage de l'hydrogène	- efficacité énergétique - effet de serre	
SORENSEN, 2004	Total life cycle assessment of PEM fuel cell car	3 véhicules : - Daimler Chrisler f- cell, - Lupo 3L TDI diesel - Toyota Camry gasoline/Otto engine	Quantité de carburant pour parcourir 300000 km en 15 ans	Tout le cycle de vie	- acidification - effet de serre - pollution photochimique - épuisement des ressources non renouvelables écotoxicité/toxicité	- incinération préférée pour la membrane en Nafion - impacts importants dus à l'extraction du Pt → recyclage du Pt - si reformage interne, ajout d'autres impacts
SPATH et MANN, 2004	Life cycle assessment of renewable hydrogen production via wind/electrolysis	Hydrogène produit par électrolyse via l'éolien	Alimentation de 36 véhicules à raison de 3 kg d'hydrogène par semaine	Production d'hydrogène	- effet de serre - pollution de l'air - bilan énergétique - « déchets »	La manufacture des turbines est le processus le plus impactant
GRANOVSKII et al, 2006	Life cycle assessment of hydrogen fuel cell and gasoline vehicles	- filières hydrogène (PEMFC) : reformage du gaz naturel et électrolyse de l'eau (éolien et photovoltaïque) - filière essence	Pas clairement définie	Tout le cycle de vie	- efficacité énergétique - effet de serre	- moins d'émissions de gaz à effet de serre par l'électrolyse via l'éolien - moins de consommation d'énergies fossiles par l'électrolyse via l'éolien - économiquement préférence du reformage du gaz naturel plutôt que de l'électrolyse via l'éolien
ZAMEL et LI, 2006	Life cycle analysis of vehicles powered by fuel cell and by	Carburant : - hydrogène par reformage du gaz	300000 km	- production du carburant - fabrication du	- consommation d'énergie - effet de serre	- préférence pour le véhicule hydrogène sauf si production de hydrogène à

	internal combustion engine for Canada and the United States	naturel - hydrogène par électrolyse via le charbon - hydrogène par électrolyse via le nucléaire - essence Motorisation : - Pile + moteur électrique - moteur à combustion interne		véhicule		partir de charbon - préférence pour le mixe énergétique canadien - préférence pour le reformage du gaz naturel en usine pour obtenir de l'hydrogène
GRANOVSKII et al, 2007	Exergetic life cycle assessment of hydrogen production from renewables	- filières hydrogène (PEMFC) : reformage du gaz naturel et électrolyse de l'eau (éolien et photovoltaïque) - filière essence	Pas clairement définie	Tout le cycle de vie	- efficacité énergétique - effet de serre - pollution de l'air (CO, NO_x et COV)	- réduction des gaz à effet de serre de 23 fois par l'éolien et 8 fois par le photovoltaïque - réduction de la pollution de l'air de 76 par l'éolien et de 32 fois par le photovoltaïque - moins de consommation d'énergies fossiles par l'électrolyse via l'éolien
ZAH et al, 2007	Ecobilan d'agents énergétiques – Evaluation écologique de biocarburants	Bioéthanol, biométhanol, biodiesel, biogaz, diesel euro 3 et essence euro 3	1 MJ	Tout le cycle de vie	- émissions de gaz à effet de serre - atteinte à la santé humaine et aux écosystèmes	- émissions de gaz à effet de serre dues principalement à la production des matières premières, le brûlis, la fertilisation intensive et la mécanisation - bons résultats environnementaux pour l'utilisation des déchets biogènes, du bois et de l'herbe pour la production de bioéthanol

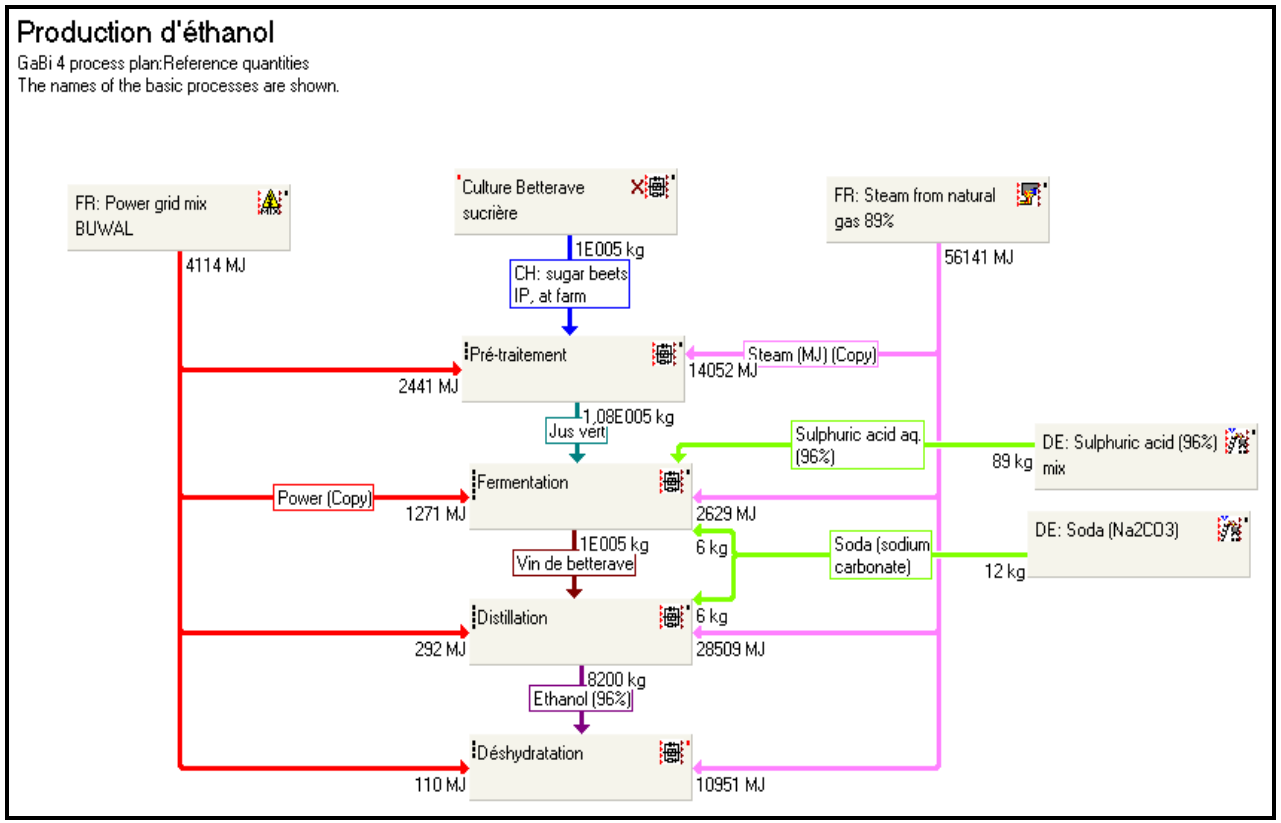
Annexe 3 : Arbre des procédés de l'étape de production d'hydrogène de la filière hydrogène direct réalisé sous GaBi 4



Annexe 4 : Arbre des procédés de l'étape de production de charbon actif de la filière hydrogène direct réalisé sous GaBi 4



Annexe 5 : Arbre des procédés de l'étape de production de bioéthanol de la filière bioéthanol-hydrogène réalisé sous GaBi 4



Annexe 6 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de HF de l'étape de fabrication de la pile

Avec ?? = non renseigné, O = Output; D = Default; S = Set; I = Imported

IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE				
General name	hydrogen fluoride			
		hydrogen fluoride		S
CAS-No	7664-39-3	7664-39-3		S
EC-notification no.				D
EINECS no.	231-634-8	231-634-8		S
Molecular weight	20	20	[g.mol-1]	S
PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES				
Melting point	-83	-83	[oC]	S
Boiling point	19.5	19.5	[oC]	S
Vapour pressure at test temperature	1.033E+03	1.033E+03	[hPa]	S
Temperature at which vapour pressure was measured	20	20	[oC]	S
Vapour pressure at 25 [oC]	1.46E+05	1.46E+05	[Pa]	O
Water solubility at 25 [oC]	20	20	[mg.l-1]	S
Octanol-water partition coefficient	-1.4	-1.4	[log10]	S
Henry's law constant at 25 [oC]	1.46E+05	1.46E+05		
	[Pa.m3.mol-1]	O		
ENVIRONMENT-EXPOSURE RELEASE ESTIMATION [PRODUCTION]				
Use specific emission scenario	No	No		D
Emission tables	A1.1 (general table), B1.2 (specific uses)			
		A1.1 (general table), B1.2 (specific uses)		S
Emission scenario	no special scenario selected/available			
		no special scenario selected/available		S
Main category production	III Multi-purpose equipment			
		III Multi-purpose equipment		
Fraction of tonnage released to air	0.05	1	[-]	S
Fraction of tonnage released to wastewater	0.02	0.02	[-]	O
Fraction of tonnage released to surface water	0	0	[-]	O
Fraction of tonnage released to industrial soil	1E-04	1E-04	[-]	O
Fraction of tonnage released to agricultural soil	0	0	[-]	O
Fraction of the main local source	1	1	[-]	O
Number of emission days per year	1	1	[-]	O
Local emission to air during episode	0	29	[kg.d-1]	S
Local emission to wastewater during episode	0	0	[kg.d-1]	O
Intermittent release	No	No		S

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DEGRADATION AND TRANSFORMATION

Characterization of biodegradability	Not biodegradable			
		Not biodegradable		
Degradation calculation method in STP	First order, standard OECD/EU tests			
		First order, standard OECD/EU tests		D
Rate constant for biodegradation in STP	0	0	[d-1]	O
Rate constant for biodegradation in surface water	0	0	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in bulk soil	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in aerated sediment	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for hydrolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for photolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
LOCAL SCALE
[1 "", IC=15/UC=55][PRODUCTION]

Concentration in air during emission episode	0	8.06E-03	[mg.m-3]	O
Annual average concentration in air, 100 m from point source	0	2.21E-05	[mg.m-3]	O
Concentration in surface water during emission episode (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in surface water (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Local PEC in surface water during emission episode (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in surface water (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Local PEC in fresh-water sediment during emission episode	0	0	[mg.kgwwt-1]	O
Concentration in seawater during emission episode (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in seawater (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Local PEC in seawater during emission episode (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in seawater (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Local PEC in marine sediment during emission episode	0	0	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 30 days	0	1.54E-05	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 180 days	0	1.54E-05	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in grassland (total) averaged over 180 days	0	1.54E-05	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in groundwater under agricultural soil	0	4.26E-06	[mg.l-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
REGIONAL AND CONTINENTAL SCALE
REGIONAL

Regional PEC in surface water (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Regional PEC in seawater (dissolved)	0	0	[mg.l-1]	O
Regional PEC in air (total)	0	0.07	[ug.m-3]	S
Regional PEC in agricultural soil (total)	0	0	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in pore water of agricultural soils	0	0	[mg.l-1]	O
Regional PEC in natural soil (total)	0	0	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in industrial soil (total)	0	0	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in sediment (total)	0	0	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in seawater sediment (total)	0	0	[mg.kgwwt-1]	O

ENVIRONMENT - EFFECTS				
FRESH_WATER ORGANISMS				
LC50 for fish	??	??	[mg.l-1]	D
L(E)C50 for Daphnia	??	??	[mg.l-1]	D
EC50 for algae	??	??	[mg.l-1]	D
LC50 for additional taxonomic group	??	??	[mg.l-1]	D
NOEC for fish	??	4	[mg.l-1]	S
NOEC for Daphnia	??	9	[mg.l-1]	S
NOEC for algae	??	50	[mg.l-1]	S
NOEC for additional taxonomic group	??	??	[mg.l-1]	D
PNEC for aquatic organisms	??	0.9	[mg.l-1]	O
PNEC for aquatic organisms, intermittent releases	??	??	[mg.l-1]	O
ENVIRONMENT - EFFECTS				
MARINE ORGANISMS				
LC50 for fish (marine)	??	??	[mg.l-1]	D
L(E)C50 for crustaceans (marine)	??	??	[mg.l-1]	D
EC50 for algae (marine)	??	??	[mg.l-1]	D
LC50 for additional taxonomic group (marine)	??	??	[mg.l-1]	D
NOEC for fish (marine)	??	??	[mg.l-1]	D
NOEC for crustaceans (marine)	??	??	[mg.l-1]	D
NOEC for algae (marine)	??	??	[mg.l-1]	D
NOEC for additional taxonomic group (marine)	??	??	[mg.l-1]	D
PNEC for marine organisms	??	8E-03	[mg.l-1]	O
ENVIRONMENT - EFFECTS				
FRESH-WATER SEDIMENT ORGANISMS				
LC50 for fresh-water sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
EC10 for fresh-water sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
EC10 for fresh-water sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
EC10 for fresh-water sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for fresh-water sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for fresh-water sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for fresh-water sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
PNEC for fresh-water sediment-dwelling organisms	??	0.743	[mg.kgwwt-1]	O
ENVIRONMENT - EFFECTS				
MARINE SEDIMENT ORGANISMS				
LC50 for marine sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
EC10 for marine sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
EC10 for marine sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
EC10 for marine sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for marine sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for marine sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for marine sediment organism	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
PNEC for marine sediment organisms	??	6.6E-03	[mg.kgwwt-1]	O

ENVIRONMENT - EFFECTS
TERRESTRIAL ORGANISMS

LC50 for plants	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
LC50 for earthworms	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
EC50 for microorganisms	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
LC50 for other terrestrial species	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for plants	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for earthworms	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for microorganisms	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for additional taxonomic group	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
NOEC for additional taxonomic group	??	??	[mg.kgwwt-1]	D
PNEC for terrestrial organisms	??	3.26	[mg.kgwwt-1]	O
Equilibrium partitioning used for PNEC in soil?	Yes	Yes		O

ENVIRONMENT - RISK CHARACTERIZATION
LOCAL [1 "", IC=15/UC=55][PRODUCTION]

RCR for the local fresh-water compartment	??	0	[-]	O
RCR for the local fresh-water compartment, statistical method	??	??	[-]	O
RCR for the local marine compartment	??	0	[-]	O
RCR for the local marine compartment, statistical method	??	??	[-]	O
RCR for the local fresh-water sediment compartment	??	0	[-]	O
RCR for the local marine sediment compartment	??	0	[-]	O
RCR for the local soil compartment	??	4.74E-06	[-]	O
RCR for the local soil compartment, statistical method	??	??	[-]	O
RCR for the sewage treatment plant	??	??	[-]	O

ENVIRONMENT - RISK CHARACTERIZATION
REGIONAL

RCR for the regional fresh-water compartment	??	0	[-]	O
RCR for the regional fresh-water compartment, statistical method	??	??	[-]	O
RCR for the regional marine compartment	??	0	[-]	O
RCR for the regional marine compartment, statistical method	??	??	[-]	O
RCR for the regional fresh-water sediment compartment	??	0	[-]	O
RCR for the regional marine sediment compartment	??	0	[-]	O
RCR for the regional soil compartment	??	0	[-]	O
RCR for the regional soil compartment, statistical method	??	??	[-]	O

HUMAN HEALTH - EXPOSURE ASSESSMENT
CONSUMERS [#1 DANS L'AIR]
INHALATION

Time scale of inhalatory exposure	(Sub-)Chronic	(Sub-)Chronic		D
Number of events	1	1	[d-1]	S
Duration of contact per event	1	1	[hr]	S
Amount of product used	2.9E+03	2.9E+03	[g]	S
Weight fraction of substance in product	100	100	[%]	S
Room volume	500	500	[m3]	S
Inhalatory intake	69	69	[mg.kgbw-1.d-1]	O
Concentration in air of room	5.8E+03	5.8E+03	[mg.m-3]	O
Annual average inhalation exposure concentration	242	242	[mg.m-3]	O

HUMAN HEALTH - EXPOSURE ASSESSMENT CONSUMERS [#1 DANS L'AIR] TOTAL EXPOSURE				
Total chronic uptake via different routes	69	69	[mg.kgbw-1.d-1]	O
Total acute uptake via different routes	??	??	[mg.kgbw-1.d-1]	D
HUMAN HEALTH - EFFECTS ASSESSMENT (SUB)CHRONIC DATA				
Oral NOAEL (repdose)	??	0.137	[mg.kg-1.d-1]	O
Oral LOAEL (repdose)	??	0.331	[mg.kg-1.d-1]	O
Inhalatory NOAEL (repdose)	??	0.48	[mg.m-3]	S
Inhalatory LOAEL (repdose)	??	1.16	[mg.m-3]	S
Dermal NOAEL (repdose)	??	0.137	[mg.kg-1.d-1]	O
Dermal LOAEL (repdose)	??	0.331	[mg.kg-1.d-1]	O
HUMAN HEALTH - RISK CHARACTERIZATION CURRENT CLASSIFICATION				
Corrosive (C, R34 or R35)	No	Yes		S
Irritating to skin (Xi, R38)	No	No		S
Irritating to eyes (Xi, R36)	No	Yes		S
Risk of serious damage to eyes (Xi, R41)	No	No		S
Irritating to respiratory system (Xi, R37)	No	Yes		S
May cause sensitisation by inhalation (Xn, R42)	No	No		S
May cause sensitisation by skin contact (Xi, R43)	No	No		S
May cause cancer (T, R45)	No	Yes		S
May cause cancer by inhalation (T, R49)	No	No		D
Possible risk of irreversible effects (Xn, R40)	No	No		D
HUMAN HEALTH - RISK CHARACTERIZATION HUMANS EXPOSED VIA THE ENVIRONMENT REGIONAL				
MOS, regional, inhalatory (repdose)	??	6.86E+03	[-]	O
Ratio MOS/Ref-MOS, regional, inhalatory (repdose)	??	6.86E+03	[-]	O
HUMAN HEALTH - RISK CHARACTERIZATION CONSUMERS [#1 DANS L'AIR]				
MOS, consumers, inhalatory (repdose)	??	1.99E-03	[-]	O
Ratio MOS/Ref-MOS, consumers, inhalatory (repdose)	??	9.93E-04	[-]	O
MOS, consumers, total exposure (repdose)	??	1.99E-03	[-]	O
Ratio MOS/Ref-MOS, consumers, total exposure (repdose)	??	1.99E-03	[-]	O

Annexe 7 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de SO_2 de l'étape de fabrication de la pile

Avec ?? = non renseigné, O = Output; D = Default; S = Set; I = Imported

IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE				
General name	sulphur dioxide			
		sulphur dioxide		S
CAS-No	7446-09-5	7446-09-5		S
EC-notification no.				D
EINECS no.	231-195-2	231-195-2		S
Molecular weight	64.1	64.1	[g.mol-1]	S
PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES				
Melting point	-83	-83	[oC]	S
Boiling point	19.5	19.5	[oC]	S
Vapour pressure at test temperature	1000	1000	[hPa]	S
Temperature at which vapour pressure was measured	10	10	[oC]	S
Vapour pressure at 25 [oC]	2.91E+05	2.91E+05	[Pa]	O
Water solubility at test temperature	1E+05	1E+05	[mg.l-1]	S
Temperature at which solubility was measured	20	20	[oC]	S
Water solubility at 25 [oC]	1E+05	1E+05	[mg.l-1]	S
Octanol-water partition coefficient	??	??	[log10]	D
Henry's law constant at 25 [oC]	187	187	[Pa.m3.mol-1]	O
ENVIRONMENT-EXPOSURE RELEASE ESTIMATION [PRODUCTION]				
Use specific emission scenario	No	No		D
Emission tables	A1.1 (general table), B1.2 (specific uses)			
		A1.1 (general table), B1.2		
(specific uses)	S			
Emission scenario	no special scenario selected/available			
		no special scenario		
selected/available	S			
Main category production	III Multi-purpose equipment			
		III Multi-purpose equipment		D
Fraction of tonnage released to air	0.05	0.05	[-]	O
Fraction of tonnage released to wastewater	0.02	0.02	[-]	O
Fraction of tonnage released to surface water	0	0	[-]	O
Fraction of tonnage released to industrial soil	1E-04	1E-04	[-]	O
Fraction of tonnage released to agricultural soil	0	0	[-]	O
Fraction of the main local source	1	1	[-]	O
Number of emission days per year	1	1	[-]	O
Local emission to air during episode	0	3E+05	[kg.d-1]	S
Local emission to wastewater during episode	0	0	[kg.d-1]	O
Intermittent release	No	No		D

ENVIRONMENT-EXPOSURE
RELEASE ESTIMATION
TOTAL REGIONAL EMISSIONS TO COMPARTMENTS

Total regional emission to air	0	3E+05	[kg.d-1]	S
Total regional emission to wastewater	0	0	[kg.d-1]	O
Total regional emission to surface water	0	0	[kg.d-1]	O
Total regional emission to industrial soil	0	0	[kg.d-1]	O
Total regional emission to agricultural soil	0	0	[kg.d-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DEGRADATION AND TRANSFORMATION

Characterization of biodegradability	Not biodegradable	Readily biodegradable		S
Degradation calculation method in STP	First order, standard OECD/EU tests	First order, standard OECD/EU tests		D
Rate constant for biodegradation in STP	0	24	[d-1]	O
Rate constant for biodegradation in surface water	0	0.0462	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in bulk soil	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in aerated sediment	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for hydrolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for photolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
LOCAL SCALE
[1 "", IC=15/UC=55][PRODUCTION]

Concentration in air during emission episode	0	83.4	[mg.m-3]	O
Annual average concentration in air, 100 m from point source	0	0.228	[mg.m-3]	O
Concentration in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in fresh-water sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Concentration in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in marine sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 30 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in grassland (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in groundwater under agricultural soil	??	??	[mg.l-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
REGIONAL AND CONTINENTAL SCALE
REGIONAL

Regional PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in air (total)	??	3	[ug.m-3]	S
Regional PEC in agricultural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in pore water of agricultural soils	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in natural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in industrial soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in seawater sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O

HUMAN HEALTH - EXPOSURE ASSESSMENT
CONSUMERS [#1 DANS AIR]
INHALATION

Time scale of inhalatory exposure	(Sub-)Chronic	(Sub-)Chronic		D
Number of events	1	1	[d-1]	S
Duration of contact per event	1	1	[hr]	S
Amount of product used	3E+08	3E+08	[g]	S
Weight fraction of substance in product	100	100	[%]	S
Room volume	500	500	[m3]	S
Inhalatory intake	7.14E+06	7.14E+06	[mg.kgbw-1.d-1]	O
Concentration in air of room	6E+08	6E+08	[mg.m-3]	O
Annual average inhalation exposure concentration	2.5E+07	2.5E+07	[mg.m-3]	O

HUMAN HEALTH - EXPOSURE ASSESSMENT
CONSUMERS [#1 DANS AIR]
TOTAL EXPOSURE

Total chronic uptake via different routes	7.14E+06	7.14E+06	[mg.kgbw-1.d-1]	O
Total acute uptake via different routes	??	??	[mg.kgbw-1.d-1]	D

HUMAN HEALTH - RISK CHARACTERIZATION
CURRENT CLASSIFICATION

Corrosive (C, R34 or R35)	No	Yes	S
Irritating to skin (Xi, R38)	No	No	D
Irritating to eyes (Xi, R36)	No	No	D
Risk of serious damage to eyes (Xi, R41)	No	No	D
Irritating to respiratory system (Xi, R37)	No	Yes	S
May cause sensitisation by inhalation (Xn, R42)	No	No	D
May cause sensitisation by skin contact (Xi, R43)	No	No	D
May cause cancer (T, R45)	No	No	D
May cause cancer by inhalation (T, R49)	No	No	D
Possible risk of irreversible effects (Xn, R40)	No	No	D

Annexe 8 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de NO_x de l'étape de fabrication de la pile

Avec ?? = non renseigné, O = Output; D = Default; S = Set; I = Imported

IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE				
General name	Nitrogen dioxide			
		Nitrogen dioxide		S
CAS-No	10102-43-9	10102-43-9		S
EC-notification no.				D
EINECS no.	233-272-6	233-272-6		S
Molecular weight	46	46	[g.mol-1]	S
PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES				
Melting point	-11.2	-11.2	[oC]	S
Boiling point	21.15	21.15	[oC]	S
Vapour pressure at test temperature	960	960	[hPa]	S
Temperature at which vapour pressure was measured	20	20	[oC]	S
Vapour pressure at 25 [oC]	1.35E+05	1.35E+05	[Pa]	O
Water solubility at test temperature	1E-03	1E-03	[mg.l-1]	S
Water solubility at 25 [oC]	1E-03	1E-03	[mg.l-1]	O
Octanol-water partition coefficient	??	??	[log10]	D
Henry's law constant at 25 [oC]	6.23E+09	6.23E+09	[Pa.m3.mol-1]	O
ENVIRONMENT-EXPOSURE RELEASE ESTIMATION [PRODUCTION]				
Use specific emission scenario	No	No		D
Emission tables	A1.1 (general table), B1.2 (specific uses)			
		A1.1 (general table), B1.2		
(specific uses)	S			
Emission scenario	no special scenario selected/available			
		no special scenario		
selected/available	S			
Main category production	III Multi-purpose equipment			
		III Multi-purpose		
equipment	D			
Fraction of tonnage released to air	0.05	0.05	[-]	O
Fraction of tonnage released to wastewater	0.02	0.02	[-]	O
Fraction of tonnage released to surface water	0	0	[-]	O
Fraction of tonnage released to industrial soil	1E-04	1E-04	[-]	O
Fraction of tonnage released to agricultural soil	0	0	[-]	O
Fraction of the main local source	1	1	[-]	O
Number of emission days per year	1	1	[-]	O
Local emission to air during episode	0	3.022E+03	[kg.d-1]	S
Local emission to wastewater during episode	0	0	[kg.d-1]	O
Intermittent release	No	No		D

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DEGRADATION AND TRANSFORMATION

Characterization of biodegradability	Not biodegradable			
		Readily biodegradable		S
Degradation calculation method in STP	First order, standard OECD/EU tests			
		First order, standard		
OECD/EU tests	D			
Rate constant for biodegradation in STP	0	24	[d-1]	O
Rate constant for biodegradation in surface water	0	0.0462	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in bulk soil	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in aerated sediment	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for hydrolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for photolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
LOCAL SCALE
[1 "", IC=15/UC=55][PRODUCTION]

Concentration in air during emission episode	0	0.84	[mg.m-3]	O
Annual average concentration in air, 100 m from point source	0	2.3E-03	[mg.m-3]	O
Concentration in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in fresh-water sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Concentration in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in marine sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 30 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in grassland (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in groundwater under agricultural soil	??	??	[mg.l-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
REGIONAL AND CONTINENTAL SCALE
REGIONAL

Regional PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in air (total)	??	0	[mg.m-3]	S
Regional PEC in agricultural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in pore water of agricultural soils	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in natural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in industrial soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in seawater sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O

Annexe 9 : Tableau de calcul des émissions engendrées par un moteur essence selon le modèle Modem Hyzem

	Cycles de conduites			
	Autoroute	**Route**	**Urbain**	**TOTAL**
Kilométrage par cycle de conduite	41400 km	66750 km	41850 km	150000 km
Quantité de CO par cycle	24012 g	65415 g	76585 g	166012 g
Quantité de CH_4 par cycle	393 g	975 g	1004 g	2372 g
Quantité de NO_x par cycle	19706 g	23896 g	11383 g	54985 g
Quantité d'hydrocarbures par cycle	2732 g	9278 g	9290 g	21300 g
Quantité de CO_2 par cycle	5701 kg	10293 kg	8220 kg	24214 kg
Quantité de particules par cycle	1805 kg	3257 kg	2640 kg	7702 kg

Annexe 10 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de CO du moteur essence

Avec ?? = non renseigné, O = Output; D = Default; S = Set; I = Imported

IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE				
General name	Carbon monoxide			
		Carbon monoxide		S
CAS-No	630-08-0	630-08-0		S
EC-notification no.				D
EINECS no.	211-128-3	211-128-3		S
Molecular weight	28	28	[g.mol-1]	S
PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES				
Melting point	-207	-207	[oC]	S
Boiling point	-191	-191	[oC]	S
Temperature at which vapour pressure was measured	-143	-143	[oC]	S
Vapour pressure at 25 [oC]	3.0609E+04	3.0609E+04	[hPa]	S
Temperature at which solubility was measured	20	20	[oC]	S
Water solubility at 25 [oC]	4.1E+04	4.1E+04	[mg.l-1]	S
Octanol-water partition coefficient	??	??	[log10]	D
Henry's law constant at 25 [oC]	2.09E+03	2.09E+03	[Pa.m3.mol-1]	O
ENVIRONMENT-EXPOSURE				
RELEASE ESTIMATION				
[PRODUCTION]				
Use specific emission scenario	No	No		D
Emission tables	A1.1 (general table), B1.2 (specific uses)			
		A1.1 (general table), B1.2		
(specific uses)	S			
Emission scenario	no special scenario selected/available			
		no special scenario		
selected/available	S			
Main category production	III Multi-purpose equipment			
		III Multi-purpose equipment		D
Fraction of tonnage released to air	0.05	0.05	[-]	O
Fraction of tonnage released to wastewater	0.02	0.02	[-]	O
Fraction of tonnage released to surface water	0	0	[-]	O
Fraction of tonnage released to industrial soil	1E-04	1E-04	[-]	O
Fraction of tonnage released to agricultural soil	0	0	[-]	O
Fraction of the main local source	1	1	[-]	O
Number of emission days per year	1	1	[-]	O
Local emission to air during episode	0	166	[kg.d-1]	S
Local emission to wastewater during episode	0	0	[kg.d-1]	O
Intermittent release	No	No		D

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DEGRADATION AND TRANSFORMATION

Characterization of biodegradability	Not biodegradable			
		Not biodegradable		D
Degradation calculation method in STP	First order, standard OECD/EU tests			
		First order, standard		
OECD/EU tests	D			
Rate constant for biodegradation in STP	0	0	[d-1]	O
Rate constant for biodegradation in surface water	0	0	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in bulk soil	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in aerated sediment	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for hydrolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for photolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
LOCAL SCALE
[1 "", IC=9/UC=55][PRODUCTION]

Concentration in air during emission episode	0	0.0461	[mg.m-3]	O
Annual average concentration in air, 100 m from point source	0	1.26E-04	[mg.m-3]	O
Concentration in surface water during emission episode (dissolved)??	??	[mg.l-1]	O	
Annual average concentration in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in surface water during emission episode (dissolved)??	??	[mg.l-1]	O	
Annual average local PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in fresh-water sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Concentration in seawater during emission episode (dissolved)??	??	[mg.l-1]	O	
Annual average concentration in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in marine sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 30 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in grassland (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in groundwater under agricultural soil	??	??	[mg.l-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
REGIONAL AND CONTINENTAL SCALE
REGIONAL

Regional PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in air (total)	??	1E-09	[mg.m-3]	S
Regional PEC in agricultural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in pore water of agricultural soils	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in natural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in industrial soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in seawater sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O

Annexe 11 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de NO_x du moteur essence et du moteur hydrogène pour le cycle autoroutier

Avec ?? = non renseigné, O = Output; D = Default; S = Set; I = Imported

IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE				
General name	Nitrogen dioxide			
		Nitrogen dioxide		S
CAS-No	10102-43-9	10102-43-9		S
EC-notification no.				D
EINECS no.	233-272-6	233-272-6		S
Molecular weight	46	46	[g.mol-1]	S
PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES				
Melting point	-11.2	-11.2	[oC]	S
Boiling point	21.15	21.15	[oC]	S
Vapour pressure at test temperature	960	960	[hPa]	S
Temperature at which vapour pressure was measured	20	20	[oC]	S
Vapour pressure at 25 [oC]	1.35E+05	1.35E+05	[Pa]	O
Water solubility at test temperature	1E-03	1E-03	[mg.l-1]	S
Water solubility at 25 [oC]	1E-03	1E-03	[mg.l-1]	O
Octanol-water partition coefficient	??	??	[log10]	D
Henry's law constant at 25 [oC]	6.23E+09	6.23E+09	[Pa.m3.mol-1]	O
ENVIRONMENT-EXPOSURE				
RELEASE ESTIMATION				
[PRODUCTION]				
Use specific emission scenario	No	No		D
Emission tables	A1.1 (general table), B1.2 (specific uses)			
		A1.1 (general table), B1.2		
(specific uses)	S			
Emission scenario	no special scenario selected/available			
		no special scenario		
selected/available	S			
Main category production	III Multi-purpose equipment			
		III Multi-purpose equipment		D
Fraction of tonnage released to air	0.05	0.05	[-]	O
Fraction of tonnage released to wastewater	0.02	0.02	[-]	O
Fraction of tonnage released to surface water	0	0	[-]	O
Fraction of tonnage released to industrial soil	1E-04	1E-04	[-]	O
Fraction of tonnage released to agricultural soil	0	0	[-]	O
Fraction of the main local source	1	1	[-]	O
Number of emission days per year	1	1	[-]	O
Local emission to air during episode	0	0.039	[kg.d-1]	S
Local emission to wastewater during episode	0	0	[kg.d-1]	O
Intermittent release	Yes	Yes		S

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DEGRADATION AND TRANSFORMATION

Characterization of biodegradability	Not biodegradable	Readily biodegradable		S
Degradation calculation method in STP	First order, standard OECD/EU tests	First order, standard OECD/EU tests		D
Rate constant for biodegradation in STP	0	24	[d-1]	O
Rate constant for biodegradation in surface water	0	0.0462	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in bulk soil	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in aerated sediment	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for hydrolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for photolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
LOCAL SCALE
[1 "", IC=15/UC=55][PRODUCTION]

Concentration in air during emission episode	0	1.08E-05	[mg.m-3]	O
Annual average concentration in air, 100 m from point source	0	2.97E-08	[mg.m-3]	O
Concentration in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in fresh-water sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Concentration in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in marine sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 30 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in grassland (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in groundwater under agricultural soil	??	??	[mg.l-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
REGIONAL AND CONTINENTAL SCALE
REGIONAL

Regional PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in air (total)	??	0	[mg.m-3]	S
Regional PEC in agricultural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in pore water of agricultural soils	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in natural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in industrial soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in seawater sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O

Annexe 12 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de NO_x du moteur essence et du moteur hydrogène pour le cycle routier

Avec ?? = non renseigné, O = Output; D = Default; S = Set; I = Imported

IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE				
General name	Nitrogen dioxide			
		Nitrogen dioxide		S
CAS-No	10102-43-9	10102-43-9		S
EC-notification no.				D
EINECS no.	233-272-6	233-272-6		S
Molecular weight	46	46	[g.mol-1]	S
PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES				
Melting point	-11.2	-11.2	[oC]	S
Boiling point	21.15	21.15	[oC]	S
Vapour pressure at test temperature	960	960	[hPa]	S
Temperature at which vapour pressure was measured	20	20	[oC]	S
Vapour pressure at 25 [oC]	1.35E+05	1.35E+05	[Pa]	O
Water solubility at test temperature	1E-03	1E-03	[mg.l-1]	S
Water solubility at 25 [oC]	1E-03	1E-03	[mg.l-1]	O
Octanol-water partition coefficient	??	??	[log10]	D
Henry's law constant at 25 [oC]	6.23E+09	6.23E+09	[Pa.m3.mol-1]	O
ENVIRONMENT-EXPOSURE				
RELEASE ESTIMATION				
[PRODUCTION]				
Use specific emission scenario	No	No		D
Emission tables	A1.1 (general table), B1.2 (specific uses)			
		A1.1 (general table), B1.2		
(specific uses)	S			
Emission scenario	no special scenario selected/available			
		no special scenario		
selected/available	S			
Main category production	III Multi-purpose equipment			
		III Multi-purpose		
equipment		D		
Fraction of tonnage released to air	0.05	0.05	[-]	O
Fraction of tonnage released to wastewater	0.02	0.02	[-]	O
Fraction of tonnage released to surface water	0	0	[-]	O
Fraction of tonnage released to industrial soil	1E-04	1E-04	[-]	O
Fraction of tonnage released to agricultural soil	0	0	[-]	O
Fraction of the main local source	1	1	[-]	O
Number of emission days per year	1	1	[-]	O
Local emission to air during episode	0	5E-03	[kg.d-1]	S
Local emission to wastewater during episode	0	0	[kg.d-1]	O
Intermittent release	Yes	Yes		S

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DEGRADATION AND TRANSFORMATION

Characterization of biodegradability	Not biodegradable			
		Readily biodegradable		S
Degradation calculation method in STP	First order, standard OECD/EU tests			
		First order, standard		
OECD/EU tests	D			
Rate constant for biodegradation in STP	0	24	[d-1]	O
Rate constant for biodegradation in surface water	0	0.0462	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in bulk soil	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in aerated sediment	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for hydrolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for photolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
LOCAL SCALE
[1 "", IC=15/UC=55][PRODUCTION]

Concentration in air during emission episode	0	1.39E-06	[mg.m-3]	O
Annual average concentration in air, 100 m from point source	0	3.81E-09	[mg.m-3]	O
Concentration in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in fresh-water sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Concentration in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in marine sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 30 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in grassland (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in groundwater under agricultural soil	??	??	[mg.l-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
REGIONAL AND CONTINENTAL SCALE
REGIONAL

Regional PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in air (total)	??	0	[mg.m-3]	S
Regional PEC in agricultural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in pore water of agricultural soils	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in natural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in industrial soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in seawater sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O

Annexe 13 : Rapport résumé de l'évaluation par EUSES des émissions de NO_x du moteur essence et du moteur hydrogène pour le cycle urbain

Avec ?? = non renseigné, O = Output; D = Default; S = Set; I = Imported

IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE				
General name	Nitrogen dioxide			
		Nitrogen dioxide		S
CAS-No	10102-43-9	10102-43-9		S
EC-notification no.				D
EINECS no.	233-272-6	233-272-6		S
Molecular weight	46	46	[g.mol-1]	S
PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES				
Melting point	-11.2	-11.2	[oC]	S
Boiling point	21.15	21.15	[oC]	S
Vapour pressure at test temperature	960	960	[hPa]	S
Temperature at which vapour pressure was measured	20	20	[oC]	S
Vapour pressure at 25 [oC]	1.35E+05	1.35E+05	[Pa]	O
Water solubility at test temperature	1E-03	1E-03	[mg.l-1]	S
Water solubility at 25 [oC]	1E-03	1E-03	[mg.l-1]	O
Octanol-water partition coefficient	??	??	[log10]	D
Henry's law constant at 25 [oC]	6.23E+09	6.23E+09	[Pa.m3.mol-1]	O
ENVIRONMENT-EXPOSURE				
RELEASE ESTIMATION				
[PRODUCTION]				
Use specific emission scenario	No	No		D
Emission tables	A1.1 (general table), B1.2 (specific uses)			
		A1.1 (general table), B1.2 (specific		
uses)	S			
Emission scenario	no special scenario selected/available			
		no special scenario selected/available		S
Main category production	III Multi-purpose equipment			
		III Multi-purpose equipment		D
Fraction of tonnage released to air	0.05	0.05	[-]	O
Fraction of tonnage released to wastewater	0.02	0.02	[-]	O
Fraction of tonnage released to surface water	0	0	[-]	O
Fraction of tonnage released to industrial soil	1E-04	1E-04	[-]	O
Fraction of tonnage released to agricultural soil	0	0	[-]	O
Fraction of the main local source	1	1	[-]	O
Number of emission days per year	1	1	[-]	O
Local emission to air during episode	0	1E-03	[kg.d-1]	S
Local emission to wastewater during episode	0	0	[kg.d-1]	O
Intermittent release	Yes	Yes		S

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DEGRADATION AND TRANSFORMATION

Characterization of biodegradability	Not biodegradable			
		Readily biodegradable		S
Degradation calculation method in STP	First order, standard OECD/EU tests			
		First order, standard OECD/EU tests		D
Rate constant for biodegradation in STP	0	24	[d-1]	O
Rate constant for biodegradation in surface water	0	0.0462	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in bulk soil	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for biodegradation in aerated sediment	6.93E-07	0.0231	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for hydrolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1] (12[oC])	O
Rate constant for photolysis in surface water	6.93E-07	6.93E-07	[d-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
LOCAL SCALE
[1 "", IC=15/UC=55][PRODUCTION]

Concentration in air during emission episode	0	2.78E-07	[mg.m-3]	O
Annual average concentration in air, 100 m from point source	0	7.62E-10	[mg.m-3]	O
Concentration in surface water during emission episode (dissolved)??	??	[mg.l-1]	O	
Annual average concentration in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in surface water during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in fresh-water sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Concentration in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average concentration in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in seawater during emission episode (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Annual average local PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Local PEC in marine sediment during emission episode	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 30 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in agric. soil (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in grassland (total) averaged over 180 days	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Local PEC in groundwater under agricultural soil	??	??	[mg.l-1]	O

ENVIRONMENT-EXPOSURE
DISTRIBUTION
REGIONAL AND CONTINENTAL SCALE
REGIONAL

Regional PEC in surface water (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in seawater (dissolved)	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in air (total)	??	0	[mg.m-3]	S
Regional PEC in agricultural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in pore water of agricultural soils	??	??	[mg.l-1]	O
Regional PEC in natural soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in industrial soil (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O
Regional PEC in seawater sediment (total)	??	??	[mg.kgwwt-1]	O

Annexe 14 : Tableau complet de l'inventaire des situations dangereuses et cotation des risques de la filière essence

Etape	Sous-étape	Situation dangereuse	Accident	Moyen de maîtrise		Référence réglementaire	P	G
				Protection	Prévention			
Extraction du pétrole	Préalable à l'exploitation	Transport du personnel en hélicoptère	Crash	Port d'équipement spécifique (gilet de sauvetage, combinaison anti-froid…)	Formation à la conduite à tenir en cas d'accident		1	2
		Vérification sous-marine de l'état de la plateforme	Accident de plongée		- Bilan médical - Pas de plongeurs seuls		1	1
	Forage	Pression anormale entraînant une sortie brutale de fluides (gaz, pétrole, eau, boue)	Volcan de boue			**Convention de Montego Bay de 1982** : activités à la surface de la mer	2	1
		Atteinte d'une poche superficielle de gaz par l'outil de forage	Explosion-incendie				1	2
	Collecte	Intempéries Atteinte des flotteurs Détachement d'un des pieds de soutien	Chavirage de la plateforme				1	1
		Collision entre une remorque de forage mobile et la plateforme	Incendie	Appareils de signalisation maritime sur la plateforme		Règles relatives aux feux et marques de navigation	1	1
		Travaux de maintenance sur les installations (par point chaud, outils métalliques : électricité statique)	Explosion-incendie		- Emission d'un permis de feu - Mise à l'arrêt des équipements pendant la maintenance	- Article R. 237-8 du **Code du Travail** - **Arrêté du 19 mars 1993** fixant la liste des travaux dangereux	1	2
		Intervention sur l'installation de collecte avec un dégagement de H_2S	Inhalation	Mise en place de détecteur de H_2S (+alarme)			2	1
	Stockage	Intervention humaine sur l'installation	Explosion-incendie		Consignes spécifiques		1	2
Transport	Transport par voie maritime	Fuite sur le pétrolier	Naufrage	Maintenance et conformité des installations	- Formation de base en matière de sécurité - Mise à disposition de quantités suffisantes d'embarcations et radeaux de sauvetage, de canots de secours et de canots de secours rapides	- **Convention des Nations Unies** sur le Droit de la Mer de 1982 (UNCLOS) - **Convention internationale** pour la prévention de la pollution par les navires, 1973 modifiée par le protocole de 1978 - **Convention internationale** sur les normes de formation des gens en mer, de délivrance des brevets et de la veille, 1978 - **Convention SOLAS74** qui comprend aussi le code international de la gestion pour la sécurité (code ISM)	1	1
			Incendie		Désignation de personnes pour diriger les opérations de lutte		1	1

					- contre les incendies - Nécessité d'avoir suivi une formation avancée aux techniques de lutte contre les incendies (organisation, stratégie et commandement)			
		Collision	Naufrage	- Feux de signalisation adaptés au navire (navire de commerce) - Mise à disposition de quantités suffisantes d'embarcations et radeaux de sauvetage, de canots de secours et de canots de secours rapides	Formation de base en matière de sécurité		1	2
			Incendie		- Désignation de personnes pour diriger les opérations de lutte contre les incendies, - Nécessité d'avoir suivi une formation avancée aux techniques de lutte contre les incendies (organisation, stratégie et commandement)		1	2
		Intempéries	Naufrage	Mise à disposition de quantités suffisantes d'embarcations et radeaux de sauvetage, de canots de secours et de canots de secours rapides	Formation de base en matière de sécurité		1	1
	Transport par pipeline	Canalisation endommagée du fait d'actes de vandalisme ou de la corrosion…	Explosion-incendie		Maintenance des installations	- **Décret n°50 1561 du 22 décembre 1950** relatif à la Société des transports pétroliers par pipeline en ce qui concerne les pouvoirs des commissaires du Gouvernement, le contrôle technique, la police et la sécurité - **Décret n°63 32 du 4 février 1963** relatif aux travaux entrepris par la Société des transports pétroliers par pipeline - **Décret n°89 788 du 24 octobre 1989** relatif à l'organisation de la sécurité civile, à la protection de la forêt contre l'incendie et la prévention des risques majeurs et soumettant à déclaration et au contrôle de l'état certaines catégories d'ouvrages de transport d'hydrocarbures liquides ou liquéfiés	1	2
Raffinage	Traitement de distillation (distillation atmosphérique et sous vide)	Maintenance, nettoyage	Incendie	Port d'EPI	- Mise en place de consignes particulières pour toute intervention de maintenance ou de nettoyage - Mise en place d'un périmètre de sécurité	- **Arrêté du 4 septembre 1967** modifié fixant les règles d'aménagement et d'exploitation des usines de traitement de pétrole brut, de ses dérivés et résidus - **Arrêtés ministériels des 9 novembre 1972 et 19 novembre 1975** relatifs aux règles d'aménagement et d'exploitation des dépôts d'hydrocarbures liquides - **Arrêté du 4 septembre 1986** relatif à la réduction des	1	2
		Fuite d'essence lors de la vidange	Incendie				1	2
	Fractionnement des gaz	Maintenance, nettoyage	Explosion				1	2

	Hydrotraitement de naphta	Dégagement de H_2S	Inhalation	Mise en place de détecteur de H_2S (+alarme)	Ventilation des locaux	émissions atmosphériques d'hydrocarbures provenant des activités de stockage, - **Circulaire et instruction technique du 9 novembre 1989** relatives aux dépôts anciens de liquides inflammables - **Arrêté du 9 novembre 1989** relatif aux conditions d'éloignement auxquelles est subordonnée la délivrance de l'autorisation des nouveaux réservoirs de gaz inflammables liquéfiés - **Arrêté du 10 mai 1993** relatif au stockage de gaz inflammables liquéfiés sous pression - **Arrêté du 22 juin 1998** relatif aux réservoirs enterrés de liquides inflammables et de leurs équipements annexes - **Arrêté ministériel 30 juillet 2003 et circulaire modifiée du 30 juillet 2003** relatif aux installations de combustion existantes de plus de 20 MW - **Arrêté du 13décembre 2004** relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées pour la protection de l'environnement soumises à déclaration sous la rubrique n° 2921 Installations de refroidissement par dispersion d'eau dans un flux d'air	2	2
	Circuits de refroidissement	Intervention humaine sur les tours aéro-réfrigérantes	Inhalation	- Port de masque pour aérosols biologiques, gants - Mise en place d'un affichage "port du masque obligatoire" - Formation et information du personnel intervenant sur l'installation ou à proximité de la TAR	- La tour doit être équipée de tous les moyens d'accessibilité nécessaires à son entretien et sa maintenance dans les conditions de sécurité - Surveillance de la tour effectuée par une personne nommément désignée par l'exploitant, formée et ayant une connaissance de la conduite de l'installation et des risques qu'elle présente		2	1
	Craquage catalytique	Soupape de vidange restée fermée au bas d'un réservoir pressurisé	Explosion		- Maintenance des installations - Formation des utilisateurs		1	2
		Mauvaise manipulation et problème technique	Explosion				1	2
		Rupture de canalisation (hydrocraqueur)	Explosion-incendie		Maintenance des installations		1	2
		Rupture du collecteur de torche suite à un choc thermique	Explosion				1	2
		Opération de redémarrage après arrêt pour maintenance	Explosion				1	2
		Allumage du four pendant le redémarrage du craqueur					1	2
	Hydrodésulfuration du kérosène et du gasoil	Dégagement de H_2S	Inhalation	Mise en place de détecteur de H_2S (+alarme)	Ventilation des locaux		2	2
		Fuite de H_2	Explosion	- Isolement des capacités en cas de détection de fuite - Définition d'un périmètre de protection - Formation du personnel d'intervention	Maintenance et conformité des installations Formation du personnel		1	2
	Traitement du H_2S et stockage de soufre liquide	Fuite de H_2S	Inhalation	Mise en place de détecteur de H_2S (+alarme)	- Entretien, maintenance de l'installation - Ventilation des locaux		2	2
		Formation de charges électrostatiques lors de la chute du soufre liquide : formation d'étincelles	Incendie				1	2
	Reformage catalytique	Problème lié au four	Explosion-incendie		Entretien, maintenance de l'installation		1	2
		Entrée de méthane à l'intérieur du four, vanne restée ouverte	Explosion-incendie				1	2

Stockage	Stockage	Nettoyage des bacs de stockage	Traumatisme physique		- Soupapes de sécurité - Pour les réservoirs contenant des produits volatils, des écrans flottants qui limitent la dispersion des vapeurs d'hydrocarbures - Alarmes et détecteurs d'hydrocarbures dans les cuvettes de rétention pour détecter toute fuite - Alarmes et vannes de fermeture automatique en cas de fuite sur une canalisation - Installations anti-incendie fixes (couronnes d'arrosage, rideaux d'eau) et mobiles (canons à eau), réserves suffisantes d'eau et d'émulseur, pour éteindre un éventuel incendie - Mise en place d'exercices incendie réguliers, manœuvres annuelles de simulation avec les pompiers	- **Circulaire et instruction technique du 9 novembre 1989** relatives aux dépôts anciens de liquides inflammables, modifiée par la circulaire du 31 janvier 2007 - **Circulaire du 6 mai 1999** relative aux dépôts existants de liquides inflammables et à l'extinction des feux de liquides inflammables	2	1
		Sur-remplissage et débordement des bacs de stockage	Explosion-incendie	Mise en place d'un périmètre de sécurité			1	2
Transport et distribution	Transport par voie ferrée	Déraillement du train	Accident ferroviaire			**Arrêté RID du 5 décembre 2002** (Transport de matières dangereuses par voie ferrée)	1	2
	Transport par camion-citerne	Circulation sur route	Accident routier			- **Arrêté du 17 décembre 1998** modifiant l'arrêté du 5 décembre 1996 modifié, dit « arrêté ADR », relatif au transport des marchandises dangereuses par route. - **Code de la route**	3	2
		Accident routier avec atteinte du réservoir	Incendie	Moyens d'extinction à bord du véhicule	Signalisation spécifique pour le transport ADR		1	2
	Déchargement de la citerne dans la cuve de la station-service	Epandage (provoqué par manque d'étanchéité tuyauteries ou mauvaise manœuvre)	Incendie	Port d'EPI		- **Arrêté du 17 décembre 1998** modifiant l'arrêté du 5 décembre 1996 modifié, dit « arrêté ADR », relatif au transport des marchandises dangereuses par route - **Arrêté ministériel du 9 novembre 1972**, relatif à l'aménagement et l'exploitation de dépôts d'hydrocarbures liquides (JO du 31 décembre 1972), poste de chargement en libre service des hydrocarbures - **Arrêté type 1434** (ex 261 bis) : stations service de distribution d'hydrocarbures liquides - **Arrêté type 1430** (ex 253) : stations service de distribution d'hydrocarbures liquides et stockages - **C**ontrat type pris en fonction de la **loi LOTI** d'orientation des transports intérieurs **n° 82-1153 du 30 décembre 1982** - **Décret 92-158 du 20 février 1992** fixant les règles d'hygiène et de sécurité applicables aux travaux effectués dans un établissement par une entreprise extérieure - **Arrêté ministériel du 22 juin 1998** relatif aux réservoirs enterrés de liquides inflammables et de leurs équipements annexes	1	2
		Formation de vapeurs de carburant, concentration des vapeurs dans un espace clos (non ventilé) et présence d'une source d'ignition	Explosion	- Port d'EPI - Mise en place d'un périmètre de sécurité			1	2
			Incendie	Utilisation des moyens			1	2

				d'extinction appropriés				
		Formation de vapeurs dans un local et diminution du taux d'oxygène (inférieur à 17%)	Inhalation		Port d'oxymètre par les personnes effectuant le remplissage de la cuve		2	1
Voiture	Circulation	Accrochage	Accident routier			Code la route	3	2
		Accident avec atteinte du réservoir	Incendie				1	2

Annexe 15 : Tableau complet de l'inventaire des situations dangereuses et cotation des risques de la filière hydrogène direct

Etape	Sous-étape	Situation dangereuse	Accident	Moyens de maîtrise		Référence Réglementaire	P	G
				Protection	Prévention			
Culture du Peuplier	Labour et préparation des sols	Circulation des tracteurs (attelés ou pas) sur route	Accident routier		- Signalisation (gyrophares) - Respect de la longueur du convoi, du poids	- **Arrêté du 4 mai 2006** Règles de circulation des véhicules et matériels agricoles ou forestiers - **Code la route**	3	2
	Fumures et fertilisation	Contacts avec des produits (anhydride phosphorique, potasse, azote)	Inhalation	Port des EPI, emballages adéquats	- Consignes de sécurité - Formation des travailleurs - Etiquetage adéquat - Visite médicale	- Produits chimiques : classification, étiquetage et emballage, règlement **REACH**. En vigueur en France depuis le 1er Juin 2007 - **Décret n° 2003-1254 du 23** décembre 2003 relatif à la prévention du risque chimique	2	1
		Stockage des fertilisants	Explosion-incendie	- Vêtements de travail adaptés en vue de prévenir leur inflammation - Installation et mise en service de matériels pouvant être utilisés en toute sécurité en atmosphères explosives - Mesures pour éviter une confusion entre les dispositifs de raccordement - Conception, construction et entretien des équipements pour réduire au maximum les risques d'explosion, et les conséquences d'une explosion - Alerte par signaux optiques et acoustiques, et évacuation avant que les conditions d'une explosion soient réunies	- Diviser en zones les emplacements où des atmosphères explosibles sont susceptibles de se présenter - Veiller à ce que les prescriptions minimales soient appliquées - Signaler les accès des emplacements où des atmosphères explosibles sont susceptibles de se présenter - Évaluer les risques spécifiques créés ou susceptibles d'être créés par des atmosphères explosives - Formation du personnel	- **Directive 1999/92/CE du 16 décembre 1999,** « concernant les prescriptions minimales visant à améliorer la protection en matière de sécurité et de santé des travailleurs susceptibles d'être exposés au risque d'atmosphère explosive » - **Directive 94/9/CE du 23 mars 1994**, concernant les appareils et les systèmes de protection destinés à être utilisés en atmosphère explosible - **Arrêté du 8 juillet 2003** relatif à la protection des travailleurs susceptibles d'être exposés à une atmosphère explosive. Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions (**Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)**	1	2
	Protection phytosanitaire	Préparation des produits ou incidents lors de la pulvérisation ou le nettoyage du matériel	Inhalation	- Port des EPI - Equipements des tracteurs (filtre, cabine fermée)	- Consignes de sécurité d'utilisation et d'entrée dans les cultures. - Etiquetage adéquat - Visite médicale - Formation du personnel.	- **Décret n° 2003-1254** du 23 décembre 2003 relatif à la prévention du risque chimique - Les articles R. 231-56 à R. 231-56-12 et R. 231-54-1, R. 231-54-7, 8, 13, 14 et 17 du **Code du travail** - **Directive 2004/37/CE** du 29 avril 2004 pour les CMR	2	1
	Entretien des cultures	Désherbage avec des rotoculteurs	Traumatisme physique		- Consigne de sécurité - Formation du personnel	- **Carnet de maintenance**: R233-12 du code du travail - **Formation à la sécurité**: R233-10 et R233-44 du code du	2	1

		Elagage avec un sécateur emmanché du type échenilloir	Chute incontrôlée d'un arbre	Port d'EPI	- Consigne de sécurité - Formation du personnel	Travail. - **EPI**: R233-1-3, R233-42s, R233-83-3s, R233-151s Code du Travail - **Mise en conformité et maintenance des machines portatives ou guidées à la main**: R233-15 à R233-30	2	1
Récolte	Tronçonnage	Découpe du peuplier à la tronçonneuse	Chute incontrôlée d'un arbre	Port d'EPI	Respecter l'angle de découpe pour que l'arbre tombe du bon côté	- **Carnet de maintenance**: R233-12 du code du travail - **Formation à la sécurité**: R233-10 et R233-44 du code du Travail - **EPI**: R233-1-3,R233-42s, R233-83-3s, R233-151s Code du Travail - **Mise en conformité et maintenance des machines portatives ou guidées à la main**: R233-15 à R233-30	2	1
	Stockage	Stockage des troncs d'arbre	Chute incontrôlée de troncs d'arbres	Port d'EPI			2	1
			Accident routier lié au stockage des dépôts de bois en bordure de voie		Stockage des troncs à 7m du bord de la chaussée ou à 4m s'ils sont protégés par un relief, un fossé…		3	2
Broyage	Utilisation d'une broyeuse en milieu confiné	Emission/émanation de poussières de bois (100 µm), présence d'une zone ATEX	Explosion-incendie	**Voir stockage**	**Voir stockage**	- **Directive 1999/92/CE du 16 décembre 1999. Directive 94/9/CE du 23 mars 1994** - **Arrêté du 8 juillet 2003** Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions **(Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail).**	1	2
Séchage	Séchage à 473 K en milieu confiné	Emission/émanation de poussières de bois (100 µm), présence d'une zone ATEX	Explosion				1	2
Stockage	Stockage de la biomasse lignocellulosique dans des silos	Source d'ignition au contact de la biomasse lignocellusique	Incendie	- Vêtements de travail adaptés en vue de prévenir leur inflammation - Installation et mise en service de matériels pouvant être utilisés en toute sécurité en atmosphères explosives - Mesures pour éviter une confusion entre les dispositifs de raccordement - Conception, construction et entretien des équipements pour réduire au maximum les risques d'explosion, et les conséquences d'une explosion. - Alerte par signaux optiques et acoustiques, et évacuation avant que les conditions d'une explosion soient réunies	- Diviser en zones les emplacements où des atmosphères explosibles sont susceptibles de se présenter. - Veiller à ce que les prescriptions minimales soient appliquées - Signaler les accès des emplacements où des atmosphères explosibles sont susceptibles de se présenter - Évaluer les risques spécifiques créés ou susceptibles d'être créés par des atmosphères explosives - Formation du personnel.	- **Arrêté du 29 mars 2004** relatif à la prévention des risques présentés par les silos de céréales, de grains, de produits alimentaires ou de tous autres produits organiques dégageant des poussières inflammables modifié par l'arrêté du 23 février 2007 - **Arrêté du 8 juillet 2003** relatif à la protection des travailleurs susceptibles d'être exposés à une atmosphère explosive - **Directive 1999/92/CE du 16 décembre 1999**, « concernant les prescriptions minimales visant à améliorer la protection en matière de sécurité et de santé des travailleurs susceptibles d'être exposés au risque d'atmosphère explosive » - **Directive 94/9/CE du 23 mars 1994**, concernant les appareils et les systèmes de protection destinés à être utilisés en atmosphère explosible.Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions **(Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail**)	1	2
		Présence d'une zone ATEX	Explosion				1	2

Gazéification	Préchauffage des gaz, de l'eau et la biomasse à 573 K	Fuite de liquide ou de biomasse à haute température	Traumatisme physique	Port d'EPI	- Maintenance et conformité des installations - Formation du personnel	- **Directive** appareils à Pression **97/23/CE du 29 mai 1997**, relative au rapprochement des législations des Etats membres concernant les équipements sous pression - **Rubrique 1415**-Hydrogène (fabrication industrielle) de la nomenclature ICPE Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions **(Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)**	3	1
	Gazéification dans un réacteur à flux entraîné à une température de 1673 K et d'une pression de 30 bar	Fuite de gaz de synthèse	Explosion-incendie (H_2)	- Isolement des capacités en cas de détection de fuite - Définition d'un périmètre de protection - Formation du personnel d'intervention			1	2
			Inhalation (CO)	Mettre à disposition des masques à oxygène et/ou des masques de fuite	- Maintenance et conformité des installations - Port de détecteur individuel pour les opérateurs - Formation du personnel		2	1
Water Gas Shift	Réaction sous une température de 603 K et d'une pression de 22 bar	Fuite de gaz de synthèse	Explosion-incendie (H_2)	- Isolement des capacités en cas de détection de fuite - Définition d'un périmètre de protection - Formation du personnel d'intervention	- Maintenance et conformité des installations - Formation du personnel.	- **Directive** appareils à Pression **97/23/CE du 29 mai 1997**, relative au rapprochement des législations des Etats membres concernant les équipements sous pression - **Rubrique 1415**-Hydrogène (fabrication industrielle) de la nomenclature ICPE Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions **(Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)**	1	2
			Inhalation (CO)	Mettre à disposition des masques à oxygène et/ou des masques de fuite	- Maintenance et conformité des installations - Port de détecteur individuel pour les opérateurs - Formation du personnel		2	1
Pressure Swing Adsorption	Réaction sous une température de 316 K et d'une pression de 25 bar	Fuite de gaz de synthèse	Explosion-incendie (H_2)	- Isolement des capacités en cas de détection de fuite - Définition d'un périmètre de protection - Formation du personnel d'intervention	- Maintenance et conformité des installations - Formation du personnel.	- **Directive** appareils à Pression **97/23/CE du 29 mai 1997**, relative au rapprochement des législations des Etats membres concernant les équipements sous pression - **Rubrique 1415**-Hydrogène (fabrication industrielle) de la nomenclature ICPE Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions **(Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)**	1	2
			Inhalation (CO)	Mettre à disposition des masques à oxygène et/ou des masques de fuite	- Maintenance et conformité des installations - Port de détecteur individuel pour les opérateurs - Formation du personnel	- **Directive** appareils à Pression **97/23/CE du 29 mai 1997**, relative au rapprochement des législations des Etats membres concernant les équipements sous pression - **Rubrique 1415**-Hydrogène (fabrication industrielle) de la nomenclature ICPE Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions **(Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)**	2	1
		Fuite de H_2	Explosion-incendie	- Isolement des capacités en cas de détection de fuite - Définition d'un périmètre de protection - Formation du personnel d'intervention	- Maintenance et conformité des installations - Formation du personnel	**Arrêté du 12/02/1998** relatif aux prescriptions techniques de la rubrique **1416** -hydrogène (stockage ou emploi) Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions **(Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)**.	1	2

Stockage	Préparation du réservoir avec son enceinte thermique isolante	Projection d'azote liquide lors d'un remplissage	Traumatisme physique	Port de gants et de lunettes de sécurité lors de toutes manipulations d'azote liquide	- Utiliser le matériel adéquat pour le transvasement - Les récipients peuvent être équipés de dispositifs qui permettent le contrôle et l'enregistrement de la température et du niveau. - Alarmes visuelles et sonores - Formation du personnel	L'emploi ou le stockage d'azote liquide dans les locaux de travail est régi par la sous-section « Aération, assainissement » du Code du travail (**Art. R 232-5 et suivants**)	3	1
		Evaporation d'azote gazeux	Inhalation	Utilisation d'oxymètre par les opérateurs	- Ne pas stocker les récipients en plein soleil ou près d'une source de chaleur, avoir une bonne ventilation du lieu d'utilisation - Les récipients peuvent être équipés de dispositifs qui permettent le contrôle et l'enregistrement de la température et du niveau - Alarmes visuelles et sonores - Formation du personnel		2	1
		Augmentation de pression dans le récipient	Explosion-incendie		- Ne pas trop remplir le récipient pour éviter la formation de glace sur le bouchon, - Ne pas stocker les récipients dans des lieux humides ou à l'extérieur. - Les récipients peuvent être équipés de dispositifs qui permettent le contrôle et l'enregistrement de la température et du niveau - Alarmes visuelles et sonores - Formation du personnel	L'emploi ou le stockage d'azote liquide dans les locaux de travail est régi par la sous-section « Aération, assainissement » du Code du travail (**Art. R 232-5 et suivants**). Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions (**Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)**	1	2
	Adsorption du H_2 sur charbon actif à une température de 77 K et une pression de 30 bar (réservoir cryogénique)	Fuite d'azote liquide du réservoir	Inhalation	- Bonne ventilation du lieu d'utilisation - Utilisation d'oxymètre pour les travailleurs	- Ne pas stocker les récipients en plein soleil ou près d'une source de chaleur, - Les récipients peuvent être équipés de dispositifs qui permettent le contrôle et l'enregistrement de la température et du niveau - Alarmes visuelles et sonores - Formation du personnel	L'emploi ou le stockage d'azote liquide dans les locaux de travail est régi par la sous-section « Aération, assainissement » du Code du travail (**Art. R 232-5 et suivants**) Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions **(Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)**	2	1
			Traumatisme physique	Port des gants et de lunettes de sécurité lors de toutes manipulations d'azote liquide	- Les récipients peuvent être équipés de dispositifs qui permettent le contrôle et l'enregistrement de la température et du niveau - Alarmes visuelles et sonores		3	1

					- Formation du personnel			
			Explosion-incendie		- Ne pas stocker les récipients dans des lieux humides ou à l'extérieur - Les récipients peuvent être équipés de dispositifs qui permettent le contrôle et l'enregistrement de la température et du niveau - Alarmes visuelles et sonores - Formation du personnel		1	2
Transport/ Distribution	Chargement	Fuite d'azote liquide du réservoir	Inhalation	- Bonne ventilation du lieu d'utilisation - Utilisation d'oxymètre pour les travailleurs	- Ne pas stocker les récipients en plein soleil ou près d'une source de chaleur - Formation du personnel	L'emploi ou le stockage d'azote liquide dans les locaux de travail est régi par la sous-section « Aération, assainissement » du Code du travail (**Art. R 232-5 et suivants**)	2	1
			Traumatisme physique	Port de gants et de lunettes de sécurité lors de toutes manipulations d'azote liquide	Formation du personnel		3	1
		Fuite d'H_2	Explosion-incendie		- Ne pas stocker les récipients dans des lieux humides ou à l'extérieur - Formation du personnel		1	2
	Circulation	Accident avec atteinte des réservoirs présents dans le camion	Explosion due au H_2 et/ou à l'azote		Formation du personnel	Arrêté du **17 décembre 1998** modifiant l'arrêté du 5 décembre 1996 modifié, dit « arrêté ADR », relatif au transport des marchandises dangereuses par route No ONU **1977** Azote liquide réfrigéré Numéro d'identification du danger : 22 No ONU **1362** Charbon actif	1	2
	Déchargement	Fuite d'azote liquide du réservoir	Inhalation	- Bonne ventilation du lieu d'utilisation - Utilisation d'oxymètre pour les travailleurs	- Ne pas stocker les récipients en plein soleil ou près d'une source de chaleur - Formation du personnel	L'emploi ou le stockage d'azote liquide dans les locaux de travail est régi par la sous-section « Aération, assainissement » du Code du travail (**Art. R 232-5 et suivants**)	2	1
			Traumatisme physique	Port de gants et de lunettes de sécurité lors de toutes manipulations d'azote liquide	Formation du personnel		3	1
		Fuite d'H_2	Explosion-incendie		- Ne pas stocker les récipients dans des lieux humides ou à l'extérieur - Formation du personnel		1	2
Désorption	Baisse de la pression et augmentation de la température	Fuite d'H_2	Explosion-incendie		Maintenance et conformité des installations	Arrêté du **12/02/1998** relatif aux prescriptions techniques de la rubrique **1416** -hydrogène (stockage ou emploi)	1	2
Voiture	Circulation	Accident avec atteinte du réservoir	Explosion-incendie (H_2)			Quelques dizaines de directives applicables pour l'homologation des véhicules = **projet EIHP I et II** Recommandations techniques du projet EIHP en cours de discussion (**WP 29 – GRPE**) Code de la route	1	2
		Accrochage	Accident routier				3	2
	Stationnement	Fuite d'H_2	Explosion-incendie				1	2

Annexe 16 : Tableau complet de l'inventaire des situations dangereuses et cotation des risques de la production de charbon actif de la filière hydrogène direct

Etape	Sous-étape	Situation dangereuse	Accident	Moyens de maîtrise		Référence réglementaire	P	G
				Protection	Protection			
Pré-séchage	Pré-séchage à 473 K dans un four	Emission et émanation de poussières de bois (100µm) Présence d'une zone d'ATEX	Explosion-incendie	- Mettre à disposition des travailleurs des vêtements de travail adaptés en vue de prévenir leur inflammation - Installation et mise en service de matériels pouvant être utilisés en toute sécurité en atmosphères explosives - Mesures pour éviter une confusion entre les dispositifs de raccordement. - Conception, construction et entretien des équipements pour réduire au maximum les risques d'explosion, et les conséquences d'une explosion. - Alerte par signaux optiques et acoustiques, et évacuation avant que les conditions d'une explosion soient réunies	- Diviser en zones les emplacements où des atmosphères explosibles sont susceptibles de se présenter - Veiller à ce que les prescriptions minimales soient appliquées. - Signaler les accès des emplacements où des atmosphères explosibles sont susceptibles de se présenter. - Évaluer les risques spécifiques créés ou susceptibles d'être créés par des atmosphères explosives.	- **Arrêté du 29 mars 2004 r**elatif à la prévention des risques présentés par les silos de céréales, de grains, de produits alimentaires ou de tous autres produits organiques dégageant des poussières inflammables modifié par l'arrêté du 23 février 2007 - **Arrêté du 8 juillet 2003** relatif à la protection des travailleurs susceptibles d'être exposés à une atmosphère explosive - **Directive 1999/92/CE du 16 décembre 1999,** « concernant les prescriptions minimales visant à améliorer la protection en matière de sécurité et de santé des travailleurs susceptibles d'être exposés au risque d'atmosphère explosive » - **Directive 94/9/CE du 23 mars 1994,** concernant les appareils et les systèmes de protection destinés à être utilisés en atmosphère explosible	1	2
Carbonisation	Le four fonctionne à une température de 873 K, du charbon à haute température sort du four	Projection de charbon à haute température	Traumatisme physique	Port d'EPI (masque, lunettes, gants...)	Formation du personnel	Formation à la sécurité : R233-10 et R233-44 du **Code du Travail** « Aération, assainissement » (Art. R 232-5 et suivants) Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions (Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)	3	1
			Incendie		Mise en place de sprinkler, d'extincteurs		1	2
	Buées de goudron sortant du brûleur pour aller dans l'oxydeur	Fuite au niveau du brûleur ou de l'oxydeur (buées très acides)	Traumatisme physique	Port d'EPI (masque, lunettes, gants...)	- Maintenance et conformité des installations - Formation du personnel	Formation à la sécurité: R233-10 et R233-44 du **code du Travail** « Aération, assainissement » (Art. R 232-5 et suivants)	3	1
			Inhalation				2	1
	Rejets gazeux (H_2, CH_4, CO_2, CO, alcanes)	Fuite de gaz non contrôlée (CO)	Inhalation	Mettre à disposition des masques à Oxygène et des masques de fuite	- Maintenance et conformité des installations - Formation du personnel	Formation à la sécurité: R233-10 et R233-44 du **code du Travail** « Aération, assainissement » (Art. R 232-5 et suivants)	2	1

					- Port de détecteur individuel pour les opérateurs			
Concassage	Concassage du charbon très chaud	Projection de charbon à haute température	Traumatisme physique	Port d'EPI (masque, lunettes, gants...)	Formation du personnel	Formation à la sécurité : R233-10 et R233-44 du **Code du Travail** « Aération, assainissement » (Art. R 232-5 et suivants) Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions (Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)	3	1
			Incendie		Mise en place de sprinkler, d'extincteurs.		1	2
Activation	Activation du charbon à 1223 K	Projection de charbon actif à haute température	Traumatisme physique	Port d'EPI (masque, lunettes, gants...)	Formation du personnel	Formation à la sécurité : R233-10 et R233-44 du **Code du Travail** « Aération, assainissement » (Art. R 232-5 et suivants) Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions (Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)	3	1
			Incendie		Mise en place de sprinkler, d'extincteurs.		1	2
Broyage	Broyage du charbon actif	Projection de charbon actif à haute température	Traumatisme physique	Port d'EPI (masque, lunettes, gants...)	Formation du personnel	Formation à la sécurité : R233-10 et R233-44 du **Code du Travail** « Aération, assainissement » (Art. R 232-5 et suivants) Aménagement des lieux de travail - Prévention des incendies et des explosions (Article R. 232, R. 235, R. 236, R. 237, R. 238 du code du travail)	3	1
			Incendie		Mise en place de sprinkler, d'extincteurs.		1	2

École Nationale Supérieure des Mines
de Saint-Étienne

N° d'ordre : 508 GE

Lynda AISSANI

Integration of spatial and temporal parameters and the risk of accident to the Life Cycle Assessment : Application to hydrogen and gasoline pattern

Speciality : Sciences and Engineering of Environment

Keywords : Life Cycle Assessment, Hydrogen, Fuel cell, Spatial and temporal parameters, Impacts classification, Site Dependent approach, Risk analysis

Abstract :

In the current context to preserve the environment, we chose to use the Life Cycle Assessment (LCA) to assess the environmental performances of energy systems for transport and in particular hydrogen energy whose been studied by the Group of Schools of Mines in the H2-PAC project.

This LCA highlights the poor performances of the fuel cell manufacture of direct hydrogen and bioethanol-hydrogen patterns. This LCA also highlights the poor performances of gasoline and combustion hydrogen patterns related to the use of internal combustion engines.

Because of the failure to take into account the spatial and temporal parameters in the characterization of local and regional environmental impacts, we have used the Site Dependent approach to develop a most relevant classification methodology based on two key points : the determination of the environmental concentration of the substance by the EUSES model and the determination of the relevance of the impact characterisation according to this concentration.

We tested our new methodology of classification in order to reassess the local and regional impacts of three life cycle stages : the fuel cell manufacture, the use of gasoline and hydrogen engines. This reassessment has confirmed that the poor performances of the fuel cell manufacture but it questioned the strong contribution of emissions from the engines. The integration of spatial and temporal parameters for the assessment of these impacts provides a better understanding of the mobile emissions sources.

On the sidelines of this environmental assessment, a risk analysis of direct hydrogen and gasoline patterns was realised under the dangerous image of hydrogen. This Life Cycle Risk Analysis shows that these two patterns present a similar risk even if the hydrogen storage seems problematic.

École Nationale Supérieure des Mines
de Saint-Étienne

N° d'ordre : 508 GE

Lynda AISSANI

Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie : Application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence

Spécialité: Sciences et Génie de l'Environnement

Mots clefs : Analyse du Cycle de Vie, Hydrogène, Pile à combustible, Paramètres spatio-temporels, Classification des impacts, Approche Site Dependent, Analyse de risques

Résumé :

Dans le contexte actuel de volonté de préservation de l'environnement, nous avons choisi d'utiliser l'Analyse du Cycle de Vie pour évaluer les performances environnementales de filières énergétiques pour le transport et notamment la filière hydrogène étudiée par le Groupe des Ecoles des Mines dans le projet H2-PAC.

Cette ACV met en évidence les mauvaises performances environnementales de l'étape de fabrication de la pile à combustible des filières hydrogène direct et bioéthanol-hydrogène. Cette ACV met également en évidence les mauvaises performances des filières essence et hydrogène combustion liée à l'utilisation des moteurs à combustion interne.

Du fait de la non prise en compte des paramètres spatio-temporels lors de la caractérisation des impacts environnementaux locaux et régionaux, nous avons utilisé l'approche Site Dependent pour élaborer une méthodologie de classification plus pertinente basée sur deux points clés : la détermination de la concentration environnementale de la substance par le modèle EUSES et la détermination de la pertinence du calcul de l'impact au regard de cette concentration.

Nous avons testé notre nouvelle méthodologie de classification afin de réévaluer les impacts locaux et régionaux de trois étapes que sont la fabrication de la pile, l'utilisation du moteur essence et du moteur hydrogène. Cette réévaluation a permis de confirmer les mauvais résultats de l'étape de fabrication de la pile mais elle a remis en question la contribution forte des émissions engendrées par les moteurs. L'intégration des paramètres spatio-temporels pour l'évaluation de ces impacts permet de mieux appréhender notamment l'impact des sources mobiles d'émission.

En marge de cette évaluation environnementale, une analyse des risques de l'ensemble de la filière hydrogène direct et de la filière essence a été réalisée au regard de l'image dangereuse que véhicule ce vecteur énergétique qu'est l'hydrogène. Cette Analyse de Risques du Cycle de Vie montre que ces deux filières présentent un niveau de risque comparable même si l'étape de stockage de l'hydrogène semble problématique.