

Développement d'une méthode d'éco-conception basée sur la modélisation et l'évaluation des filières de valorisation : application au secteur automobile.

Léonard Chemineau

▶ **To cite this version:**

Léonard Chemineau. Développement d'une méthode d'éco-conception basée sur la modélisation et l'évaluation des filières de valorisation : application au secteur automobile.. Génie des procédés. Arts et Métiers ParisTech, 2011. Français. NNT : 2011ENAM0012 . pastel-00604000

HAL Id: pastel-00604000
https://pastel.hal.science/pastel-00604000

Submitted on 27 Jun 2011

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.

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

ARTS ET MÉTIERS ParisTech

2011-ENAM-0012

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

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers

Spécialité " Génie Industriel "

présentée et soutenue publiquement par

Léonard CHEMINEAU

le 4 Mai 2011

Développement d'une méthode d'éco-conception basée sur la modélisation et l'évaluation des filières de valorisation. Application au secteur automobile.

Directeur de thèse : **Daniel FROELICH**

Jury

M. Alain BERNARD, Professeur, IRCCyN ,Ecole Centrale de Nantes	Rapporteur
M. Suren ERKMAN, Professeur, IPTEH, Université de Lausanne	Rapporteur
M. Franck AGGERI, Professeur, CGS, Mines ParisTech	Examinateur
M. Fabrice MATHIEUX, Maître de Conférences, G-SCOP, Grenoble INP	Examinateur
M. Fabrice ABRAHAM, Direction de l'Ingénierie des Matériaux, RENAULT S.A.	Invité

T H È S E

Arts et Métiers ParisTech - Institut de Chambéry
LCPI - Laboratoire Conception de Produits et Innovation

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier en tout premier lieu Daniel Froelich, qui a été à l'origine de cette thèse et l'a dirigée, en me laissant une grande liberté d'initiative.

Je remercie également Robert Lassartesses et Fabrice Abraham, qui dès le début, m'ont fait confiance, ont écouté mes arguments, et m'ont soutenu. Je remercie aussi Gérard Maeder et Patrick Kim, qui ont cru au projet Design For Recycling et ont aussi porté celui de la thèse.
Je n'oublie évidemment pas Marielle Marchand, qui a bien voulu me faire confiance dans son projet de recherche, ce qui m'a appris une multitude de choses.

Je remercie les membres du jury qui ont bien voulu s'intéresser à mon travail, et tout particulièrement Messieurs Alain Bernard et Suren Erkman, qui ont assumé le rôle de rapporteurs.

Je remercie tout particulièrement mes relectrices patientes, Elise Reynaud et Juliette Beaulieu, ainsi que mon père, sans qui ce mémoire ne serait sûrement pas le même.
Merci à Sébastien Lepetit pour ses conseils et son optimisme, ainsi qu'à toute l'équipe de l'Atelier Recyclage, dirigé par Jacques Toudic, pour le lien avec la réalité et leur sympathie.
Merci à Sabine Féroul, pour sa réactivité et son aide pendant ces trois années.

Merci également à Carole Charbuillet, Yann Leroy, Nicolas Antheaume et Eric Lecointre, qui, lors de discussions au cours de cette thèse, m'ont beaucoup aidé et éclairé.

Et enfin un grand merci à ma famille, mes amis et sutout mon cœur, qui m'ont aidé et soutenu tout au long de cette thèse.



Copyright © Hergé / Moulinsart /« Tintin en Amérique »

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS 1
SOMMAIRE 3
LISTE DES ACRONYMES 5
LISTE DES FIGURES 7
LISTE DES TABLEAUX 10
INTRODUCTION GENERALE 12
CHAPITRE 1 : CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL, ECONOMIQUE ET REGLEMENTAIRE, FORMULATION DE LA QUESTION DE RECHERCHE ET ANALYSE DE L'ETAT DE L'ART 17
1. Contexte environnemental et économique : les grands phénomènes observés et leurs conséquences 19
1.1. Phénomènes observés : des causes d'origine anthropique 19
1.2. Des conséquences économiques et sociétales 24
2. Solutions envisageables et moyens mis en œuvre 29
2.1. Le "Développement durable" et la "Durabilité" 29
2.2. Démarches d'analyses d'impacts sur le cycle de vie du produit 31
3. La Gestion des déchets à l'échelle européenne 38
3.1. Situation observée et politiques mises en place 38
3.2. Cadre réglementaire général 41
4. La gestion des Véhicules Hors d'Usage (VHU) à l'échelle européenne 47
4.1. Le gisement des véhicules hors d'usage en Europe 47
4.2. Composition typique et valeur économique d'un véhicule 50
4.3. Les filières européennes de traitement des VHU 59
4.4. Détails sur le cadre réglementaire européen pour la gestion des VHU 74
5. Synthèse des problèmes avérés 80
6. Formulation de la question de recherche 81
7. Démarche de recherche 83
7.1. Champ de recherche 83
7.2. Détails de la démarche de recherche 83
8. Revue de la littérature, état de l'art 85
8.1. Méthodes et outils de mesure de la valorisabilité en conception 85
8.2. Méthodes et outils de mesure du changement de valeur 92
8.3. Méthodes et outils d'éco-conception 98
8.4. Systèmes experts 106
8.5. Positionnement de notre démarche vis-à-vis de la littérature 107
CHAPITRE 2 : PROPOSITION D'UNE METHODE DE MODELISATION DES FILIERES DE TRAITEMENT, UTILISABLE POUR L'ECO-CONCEPTION 109
1. Conception : Informations disponibles pour l'évaluation de la valorisabilité, et nécessaires pour le déploiement de l'éco-conception 111
1.1. Contexte industriel autour du développement de l'éco-conception 111
1.2. Données disponibles pour l'éco-conception 114
1.3. Mise en œuvre théorique de l'éco-conception 117
1.4. Du théorique au réel : observation des pratiques d'éco-conception 122
1.5. Réponses au problème avéré "Freins à l'éco-conception" 126
1.6. Proposition d'outils et de critères pour déployer l'éco-conception 127
1.7. Synthèse et nouvelles questions 131
2. Valorisation : Analyse des informations disponibles 132
2.1. Contraintes des opérateurs de traitement fin de vie 132
2.2. Evaluation de la Rentabilité du traitement fin de vie 135

2.3. Constats sur l'efficacité des filières et la fiabilité des informations récoltées : Création d'indicateurs 139
2.4. Synthèse 144
2.5. Réponse au problème avéré "Durée de vie et éco-conception" 145
3. Construction du modèle 146
3.1. Représentation des filières : la base du modèle 146
3.2. Détails sur les objets fondamentaux manipulés 147
3.3. Réponse au problème avéré "Adaptation des filières" 151
3.4. Assemblage des objets fondamentaux et dynamique du modèle 151
3.5. Synthèse 162

CHAPITRE 3 : ETUDES DE CAS 165

1. Données de base du modèle : filières VHU en Europe 167
2. Etudes de cas n°1 : Obtention des règles génériques d'éco-conception 169
2.1. Construction des règles 169
2.2. Utilisation des règles d'éco-conception 174
2.3. Synthèse des principaux résultats obtenus 175
3. Etudes de cas n°2 : Evaluation de la valorisabilité 176
3.1. Garniture de jupe arrière 176
3.2. Panneau de porte 180
3.3. Pare-soleil 184
4. Interprétation finale des résultats 187
4.1. Proposition d'un indicateur de Rentabilité massique 187
4.2. Recommandations de conception 188
4.3. Influence de l'éco-conception sur la rentabilité potentielle de valorisation 191
4.4. Réponse au problème avéré "Perte de valeur économique" 196

CONCLUSION GENERALE 197

1. Réponses à la question de recherche 199
2. Solutions apportées par le modèle aux problèmes avérés 200
3. Limites techniques et optimisations possibles 201
4. Opportunités de développement de la méthode proposée 202

TABLE DES MATIERES DETAILLEE 204

REFERENCES 208

ANNEXE 1 : Variables de modélisation de l'objet "Flux" 219

ANNEXE 2 : Interfaces et bases de données (PHP + MySQL) 223

ANNEXE 3 : Modélisation MATLAB + Simulink 227

ANNEXE 4 : PUBLICATIONS 239

LISTE DES ACRONYMES

ABS	Acrylobutadiène Styrène
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
ACEA	Association des Constructeurs Automobiles Européens
ACV	Analyse de Cycle de Vie
AELE	Association Européenne de Libre Echange
AF	Accord de Fabrication
AH	Hypothèse d'Assemblage
AFNOR	Agence Française de Normalisation
APME	Association of Plastic Manufacturers in Europe
BIR	Bureau International du Recyclage
BOM	Bill Of Materials
BRGM	Bureau de Recherche Géologique et Minier
CE	Communauté Européenne
CRR	Centre for Retail Research
CYCLOPE	Cycles et Orientations des Produits et des Echanges
DEEE	Déchets d'Equipements Electriques et Electroniques
DGE	Direction Générale des Entreprises
DIB	Déchet Industriel Banal
DID	Déchet Industriel Dangereux
EC	European Community
ECHA	European Chemical Agency
EEA	European Environment Agency
ENVU	Entrée des Véhicules en Usine
ETCRWM	European Topic Centre on Resource and Waste Management
EUCAR	European Council for Automotive Research & Development
EUROFER	Groupement Européen des producteurs de Fer
GIEC	Groupement International des Experts sur le Climat
GPA	Groupement Plasturgie Automobile
INSEE	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
IR	Information Reliability
ISO	International Standard Organization
LCA	Life Cycle Assessment
LCC	Life Cycle Cost
LME	London Metal Exchange
M€	Million d'euros
MT	Million de Tonnes ou Mégatonne

OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economique
OPERA	Overseas Project for Economic Recoverability Analysis
PA	Polyamide (Famille)
PA6	Polyamide 6
PE	Polyéthylène
PEhd	Polyéthylène haute densité
PET	Polyéthylène téréphtalate
PFE	Pilote Fonction Etude
PIB	Produit Intérieur Brut
POM	Polyoxyméthylène
PP	Polypropylène homopolymère
P/E	Polypropylène copolymère
PPC	Pilote Prestation Client
PUR-E	Polyuréthane expansé
PVC	Polychlorure de vinyle
RBA	Résidu de Broyage Automobile
REACH	Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals
REP	Responsabilité Elargie du Producteur
ROP	Réalisation des Outillages Programme
RRR	Reusability, Recyclability, Recoverability
SIPRI	Stockholm International Peace Research Institute
SMC	Sheet Modeling Compound
TC	Target Costing
TER	Technical and Economic Reliability
UNEP	United Nations Environment Programme
VHU	Véhicule Hors d'Usage
WBCSD	World Business Council for Sustainable Development
WRAP	Waste Research Action Programme

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Articulation des travaux de thèse et du mémoire 15
Figure 2 : Composition du Chapitre 1 18
Figure 3 : Anomalies de températures à l'échelle du globe et des continents en fonction des forçages naturels et anthropiques (GIEC 2007) 20
Figure 4 : Variation des cours de l'aluminium primaire pour la période 2006-2010 (London Metal Exchange – LME ALUMINIUM CASH) (USD$/Tonne) 24
Figure 5 : Variation des cours du cuivre primaire pour la période 2006-2010 (London Metal Exchange – LME COPPER CASH) (USD$/Tonne) 25
Figure 6 : Quantités d'énergie nécessaire à la fabrication des matériaux industriels usuels, partant de sources primaires (minerais) ou secondaires (déchets). (BIR 2008) 26
Figure 7 : Développement durable et Durabilité réelle. D'après (Ehrenfeld 2008)..... 30
Figure 8 : Analyse de Cycle de Vie (mesure des impacts écologiques) et Eco-conception (correction des impacts écologiques) 32
Figure 9 : Mesures d'impacts sur les piliers du Développement Durable et principaux moyens de correction existants 37
Figure 10: Quantité de déchets produits par les différents pays de l'Union Européenne (Source EUROSTAT 2008) 38
Figure 11 : Quantité de déchets municipaux mis en décharge par pays de l'union (Source EUROSTAT 2008) 39
Figure 12 : Origine des véhicules pris en charge par les opérateurs agréés (ADEME 2003) 47
Figure 13 : Gisements mesurés et potentiels de VHU en Europe pour la période 2005-2030 (ETCRWM 2008a) 48
Figure 14 : Gisements de VHU en Europe, par pays membre (EU-15). (ACEA 2005) ... 49
Figure 15 : Proportion entre les différentes familles de matériaux pour un véhicule neuf (Modèle Clio III, Source RENAULT) 50
Figure 16 : Part (%) des matières plastiques par rapport au poids moyen d'un véhicule (Source Groupement Plasturgie Automobile (GPA)) 52
Figure 17 : Comparaison entre la répartition massique et la répartition de valeur économique des différents matériaux pour un véhicule neuf (Modèle Clio III, Source RENAULT) 55
Figure 18 : Comparaison entre la valeur matière initiale et finale des différents matériaux pour un véhicule de moyenne gamme (Modèle Clio III, Source RENAULT) 57
Figure 19 : Représentation usuelle des filières de traitements pour un Produit Hors d'Usage 59
Figure 20 : schématisation du traitement d'un VHU 62
Figure 21 : Unité de dépollution mobile (Source Re-Source Industries) et pièces pouvant être extraites lors de la phase de dépollution (Pot catalytique et batterie de démarrage, Source RENAULT) 63
Figure 22 : Opération de démontage et exemples de pièces pouvant être extraites (Bouclier arrière, Source RENAULT) 64
Figure 23 : Vue schématique d'une unité de broyage et tri post-broyage pour les VHU (Source METSO 2010 / NOVA CONCEPT) 65
Figure 24 : Cours de la ferraille E40 et de la tôle laminée à chaud sur le marché européen (Source EUROFER / ArcelorMittal / INSEE / Fédération Française de l'Acier) 66
Figure 25 : Fractions de résidu de broyage en cours de séparation (Opérateur : Galloo Metal, Halluin) 68
Figure 26 : Fraction plastique du résidu de broyage (Opérateur : Galloo Metal, Halluin) 69
Figure 27 : Construction de la question de recherche 81
Figure 28 : Schéma synoptique de la démarche de recherche 83
Figure 29 : Moteur électriques broyés (Source BAUDELET) 87
Figure 30 : Niveau d'intégration de l'éco-conception en fonction des efforts investis (J. Brezet & Van Hemel 1997; Reyes Carillo 2007) 99

Figure 31 : Niveau de transformation des entreprises en fonction de l'évolution chronologique des approches : Classification des démarches d'éco-conception - d'après Millet et al. (2003). 100
Figure 32 : Classification simplifiée de la démarche "Design for Recovery" - adapté de (Ilgin & Gupta 2010) 101
Figure 33 : Proposition d'une vue complète des méthodes d'éco-conception disponibles dans la littérature : Positionnement en termes de Causes et Conséquences. 102
Figure 34 : Composition du Chapitre 2 110
Figure 35 : Vue globale de la Logique de Développement Véhicule (Source RENAULT 2009) 112
Figure 36 : Périmètres de pièces concernés par l'éco-conception (Source RENAULT) . 114
Figure 37 : Marge de manœuvre et Précision dans la définition du véhicule (%), en fonction de l'avancement du développement - Source RENAULT et Midler (2004) 115
Figure 38 : Exemple de plan de pièce : Garniture de jupe Arrière MéganeIII (Source Renault) 116
Figure 39 : Implication de l'Expert éco-conception dans la Logique de développement d'un véhicule (Source RENAULT). 117
Figure 40 : Répartition des proportions massiques entre les 4 phases de traitement (Mégane III, RENAULT 2009)..... 119
Figure 41 : Vue synthétique du fonctionnement de l'outil OPERA 120
Figure 42 : Sondage "Freins à l'éco-conception" : Synthèse des résultats. 124
Figure 43 : Sondage "Niveau d'expertise" : Synthèse des résultats..... 126
Figure 44 : Positionnement des outils et des critères proposés dans la logique de développement véhicule 130
Figure 45 : Vue synthétique des premiers éléments de réponse à la question de recherche côté conception et nouvelles questions..... 131
Figure 46 : Contraintes de traitement en Fin de vie : synthèse pour les 137 opérateurs 135
Figure 47 : Influence des variables techniques et économiques pour le calcul de TER 141
Figure 48 : Exemple de répartition de 3 sources d'informations, pour un même procédé 143
Figure 49 : Vue synthétique des premiers éléments de réponse à la question de recherche côté Conception et côté Valorisation. 144
Figure 50 : Objets fondamentaux manipulés par le modèle..... 146
Figure 51 : Objet "Flux" : Vue générale..... 148
Figure 52 : Hypothèse d'assemblage (AH) 149
Figure 53 : Variables de modélisation de l'assemblage complet (exemple)..... 150
Figure 54 : Assemblage des objets fondamentaux en filières de traitement..... 152
Figure 55 : Dynamique du modèle et méthode d'obtention de TER_TRee, pour une Hypothèse d'assemblage AH..... 153
Figure 56 : Exemple fictif de variation de TER_Tree en fonction d'un paramètre libéré de AH (PropW_SPMP)..... 154
Figure 57 : Variation de TER_Tree en fonction d'une variable libérée de AH (PropW_SPMP) 155
Figure 58 : Fonctionnement simplifié du modèle pour l'obtention des Règles génériques d'éco-conception..... 156
Figure 59 : Dynamique du modèle pour l'évaluation d'une pièce en cours de conception 157
Figure 60 : Vue synthétique des éléments de réponse à la question de recherche côté Conception et côté Valorisation, du Modèle, et positionnement vis-à-vis de la logique de développement véhicule 162
Figure 61 : Composition du Chapitre 3 166
Figure 62 : Modélisation des filières VHU, utilisée pour les études de cas. 168
Figure 63 : Hypothèse d'Assemblage définie pour la première règle d'éco-conception 170
Figure 64 : Recherche des limites de valorisabilité pour l'Hypothèse d'Assemblage [PP/PA6] sur le périmètre Accessoires Extérieurs 170
Figure 65 : Recherche des limites de valorisabilité pour l'Hypothèse d'Assemblage [PP/PEhd] sur le périmètre Accessoires Extérieurs..... 172
Figure 66 : Pièce à concevoir à l'aide des règles génériques d'éco-conception : Bouclier Avant (MéganeIII, Source RENAULT) 174
Figure 67 : Garniture de jupe arrière (MéganeIII, Source RENAULT) 176
Figure 68 : Panneau de porte avant (MéganeIII, Source RENAULT)..... 180
Figure 69 : Pare-soleil conducteur (LagunaIII, Source RENAULT)..... 184

Figure 70 : Coût de traitement, Valeur finale et Rentabilité, en fonction des approches possibles de l'éco-conception (d'après Feldmann et al. (1999), Desai et Mital (2003)) 191
Figure 71 : Positionnement des pièces originales et optimisées de l'étude de cas n°2, vis-à-vis des approches possibles de l'éco-conception et de la rentabilité massique associée (d'après Feldmann et al. (1999), Desai et Mital (2003)) 195
Figure 72 : Composition de la Conclusion Générale 198

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 : Matières précieuses et/ou stratégiques pour l'industrie. Présence, production et énergie grise (BRGM 2010; EC 2010; Cherubini et al. 2008; Shukla et al. 2009; Venkatarama Reddy & Jagadish 2003) 22
Table 2 : Age moyen constaté des VHU dans les pays de l'Union Européenne -Sources (ADEME 2008; GHK & Bio IS 2006) 48
Table 3 : Valeur des différents matériaux pour un véhicule neuf (Sources LME / Fédération des Industries Mécaniques / Chambre Syndicale des Emballages en Matière Plastique / RENAULT) 53
Table 4 : Valeur des différents matériaux contenus dans un véhicule en fin de vie (Sources LME / INSEE / Fédération des Industries Mécaniques / Chambre Syndicale des Emballages en Matière Plastique / RENAULT / ADEME / (http://euro.recycle.net) / (http://www.recycleinme.com)) 56
Table 5. Classification des procédés existants de traitement des déchets -d'après (ADEME 2003; ADEME 2006) 72
Table 6 : Synthèse des problèmes avérés issus de l'étude du contexte. 80
Table 7 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes Massiques de mesure de la valorisabilité 88
Table 8 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes Qualitatives de mesure de la valorisabilité 89
Table 9 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes Economiques de mesure de la valorisabilité 91
Table 10 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes Multicritères de mesure de la valorisabilité 92
Table 11 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes de mesure de la valeur constatée des produits en fin de vie 95
Table 12 : Méthode des coûts complets : Principaux postes de coûts. 97
Table 13 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes de mesure du coût des procédés de traitement 98
Table 14: Connections entre les caractéristiques des systèmes experts et nos attentes sur le modèle d'éco-conception - d'après Jackson (1999) 106
Table 15 : Exemple de Bill Of Materials (BOM) : Garniture de jupe Arrière MéganeIII (Source Renault) 116
Table 16 : Synthèse des avantages et des inconvénients d'OPERA (outil d'évaluation de la valorisabilité utilisé chez RENAULT) 122
Table 17 : Sondage "Freins à l'éco-conception" : Réponses possibles. 123
Table 18 : Sondage "Niveau d'expertise" : Réponses possibles 125
Table 19 : Premiers éléments de réponses pour lever les freins à l'éco-conception. 127
Table 20 : Contraintes de traitement pour l'échantillon des 137 opérateurs fin de vie 133
Table 21: Méthode de calcul des coûts de traitement (basé sur la méthode des "coûts complets") 136
Table 22 : Valeurs constatées d'offres et de demandes sur les marchés non contrôlés (exemple du Polypropylène) 138
Table 23. Variables de l'indicateur TER et coefficients 139
Table 24. Variables de modélisation de l'hypothèse d'assemblage AH 149
Table 25. Règles génériques d'éco-conception, directement utilisables par un concepteur 156
Table 26: Table intermédiaire de calcul (exemple fictif) 158
Table 27: Table finale de calcul (exemple fictif) 159
Table 28 : Règle d'éco-conception valable pour un assemblage [PP/PA6] sur le périmètre Accessoires Extérieurs 171
Table 29. Règle d'éco-conception valable pour un assemblage [PP/PEhd] sur le périmètre Accessoires Extérieurs 173
Table 30. Table des règles génériques d'éco-conception et des alternatives valables sur le périmètre Accessoires Extérieurs 173
Table 31 : Table de résultats intermédiaires pour l'évaluation de la valorisabilité de la Garniture de jupe arrière 177
Table 32 : Table finale des résultats pour l'évaluation de la valorisabilité de la Garniture de jupe arrière 178
Table 33 : Table de résultats intermédiaires pour l'évaluation de la valorisabilité du Panneau de porte avant 181

Table 34 : Table finale des résultats pour l'évaluation de la valorisabilité du Panneau de porte avant 182
Table 35 : Table de résultats intermédiaires pour l'évaluation de la valorisabilité du Pare-soleil 185
Table 36 : Table finale des résultats pour l'évaluation de la valorisabilité du Pare-soleil 185
Table 37 : Mesure de la rentabilité et de la rentabilité massique pour les pièces évaluées 188
Table 38 : Valeurs originales et optimisées de la valorisabilité, de la rentabilité, et de la rentabilité massique, pour les pièces de l'étude de cas n°2..... 195
Table 39 : Synthèse des réponses fournies aux problèmes avérés 200

INTRODUCTION GENERALE

Cette thèse de doctorat a été réalisée dans le cadre d'une convention CIFRE avec le constructeur automobile RENAULT. Elle a été encadrée par M. Daniel FROELICH (directeur de thèse), directeur du laboratoire MAPIE-LCPI (Modélisation, Analyse et Prévention des Impacts Environnementaux, rattaché au Laboratoire de Conception de Produits et Innovation) à l'institut Arts et Métiers ParisTech de Chambéry, et par M. Fabrice ABRAHAM (tuteur industriel), responsable de l'Ingénierie Recyclage, au sein de la Direction de l'Ingénierie des Matériaux RENAULT (Technocentre de Guyancourt).

Les travaux ont été initiés suite aux constatations suivantes :

- Les constructeurs automobiles sont confrontés d'une part à l'augmentation de la quantité des déchets issus de leur activité, et d'autre part à l'augmentation du prix des matières premières. Ils s'interrogent en conséquence sur une stratégie cohérente et efficace de gestion des ressources matières.
- La réglementation[1] pousse les constructeurs automobiles à prévoir la valorisation des véhicules dès les premiers instants de la conception. Ils doivent garantir que leurs produits sont traités en fin de vie par des procédés de valorisation efficaces, et le prévoir par la modification de leurs méthodes et outils de conception.
- Les constructeurs automobiles ont besoin d'outils. En effet, la complexité du produit automobile et la diversité des possibilités de traitement en fin de vie les incitent à s'équiper de systèmes d'éco-conception, permettant de mesurer et d'optimiser la valorisation.

Ces problématiques générales sont directement liées aux mécanismes existants de gestion de la valeur économique du produit automobile, sur tout son cycle de vie (depuis l'extraction des matières jusqu'à la fin de vie). On observe que des ressources importantes sont utilisées pour fabriquer les véhicules, et que leur valeur économique n'est pas conservée jusqu'en fin de vie.

[1] Directive européenne sur les Véhicules Hors d'Usage (2000/53/CE) et Directive européenne sur l'homologation des véhicules au regard de leurs possibilités de Réutilisation, Recyclage et Valorisation (2005/64/CE).

RENAULT, comme toute entreprise manufacturière, doit optimiser cette valeur en trouvant une nouvelle méthode d'éco-conception de ses véhicules, permettant de :

> limiter l'augmentation des déchets
> subir le moins possible l'augmentation du prix des matières premières
> réduire les risques réglementaires associés

Nous cherchons donc, dans ce mémoire, à apporter une réponse à la question : "Quel système de mesure de la valorisabilité et du changement de valeur en fin de vie peut permettre une éco-conception efficace et une réduction des risques réglementaires ? "

Pour cela, nous étudions les méthodes actuelles de conception du constructeur automobile d'une part, et les procédés de valorisation des véhicules hors d'usage d'autre part. Une nouvelle méthode de modélisation est proposée, sur la base de ces études.
Elle permet d'anticiper la valorisation, en amont de la conception d'une pièce, et de la vérifier ensuite, lorsque sa définition technique se précise. Des indicateurs décrivent, pendant la conception, le niveau de valorisation et les variations de valeur économique de la pièce.
Cette méthode fournit des réponses aux problématiques du constructeur liées à la fin de vie des véhicules, et propose une réponse à la question de recherche.
Enfin, nous illustrons son fonctionnement par des études de cas, pour lesquels nous proposons des améliorations de conception. Nous dégageons pour finir les différentes approches possibles de l'éco-conception, et décrivons l'impact de ces approches sur la valeur économique en fin de vie des véhicules.

Dans le Chapitre 1, nous abordons de manière détaillée les causes et les conséquences environnementales, économiques et réglementaires qui conduisent à la problématique. Le cadre réglementaire précis, ainsi que les méthodes de gestion des déchets automobiles, et les ressources employées pour la fabrication, sont observés. Les problèmes relevés lors de l'étude du contexte conduisent à l'énoncé de la question de recherche. Une revue de la littérature est ensuite effectuée, de manière à observer les techniques, outils et méthodes existantes qui peuvent contribuer à répondre à la question de recherche. Les méthodes existantes ne répondant pas complètement aux besoins, nous constatons la nécessité d'en proposer une nouvelle.

Dans le Chapitre 2, nous proposons une méthode de modélisation, permettant de répondre à la question de recherche, et ainsi aux problèmatiques relevées dans le Chapitre 1. L'ensemble des objets constituant le cœur du modèle est décrit (objets logiques, indicateurs), de même que le fonctionnement du système et les résultats qui peuvent en être tirés.
La méthode proposée permet :

- d'anticiper l'éco-conception, grâce à la création de Règles génériques
- de vérifier l'éco-conception, grâce un outil d'évaluation de la valorisabilité

Dans le Chapitre 3, des études de cas sont réalisées. Le modèle construit au Chapitre 2 est utilisé pour produire des résultats directement utilisables en conception. Il est appliqué à des pièces automobiles réelles (Garniture de porte, Pare-soleil, Pare-choc avant, Garniture de jupe arrière), et fournit des évaluations de leur valorisabilité et de leur rentabilité économique potentielle de valorisation.
Nous proposons, suite à ces résultats, des optimisations de conception permettant d'améliorer la valorisabilité des pièces, et étudions de manière plus globale l'influence des approches de l'éco-conception sur la rentabilité potentielle de valorisation en fin de vie.

Enfin, dans la Conclusion générale, nous proposons une réponse à la question de recherche et aux problèmatiques rencontrées dans le Chapitre 1. Les limites et optimisations potentielles de notre méthode sont exposées, ainsi que ses opportunités de développement.

On trouve dans la Figure 1 ci-dessous une vue synthétique de l'articulation des travaux de thèse, et du présent mémoire.

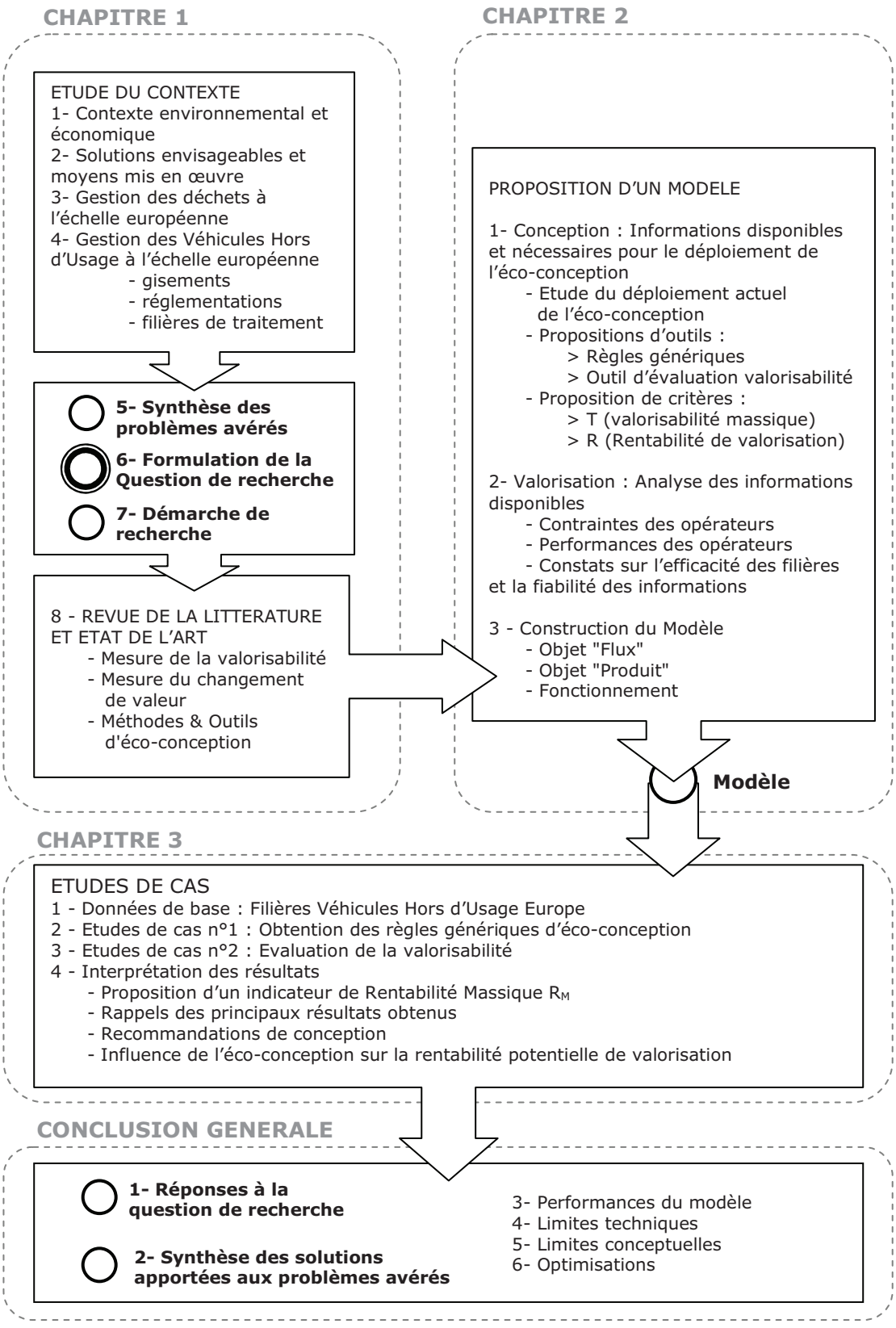


Figure 1 : Articulation des travaux de thèse et du mémoire

CHAPITRE 1 :
CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL, ECONOMIQUE ET REGLEMENTAIRE, FORMULATION DE LA QUESTION DE RECHERCHE ET ANALYSE DE L'ETAT DE L'ART

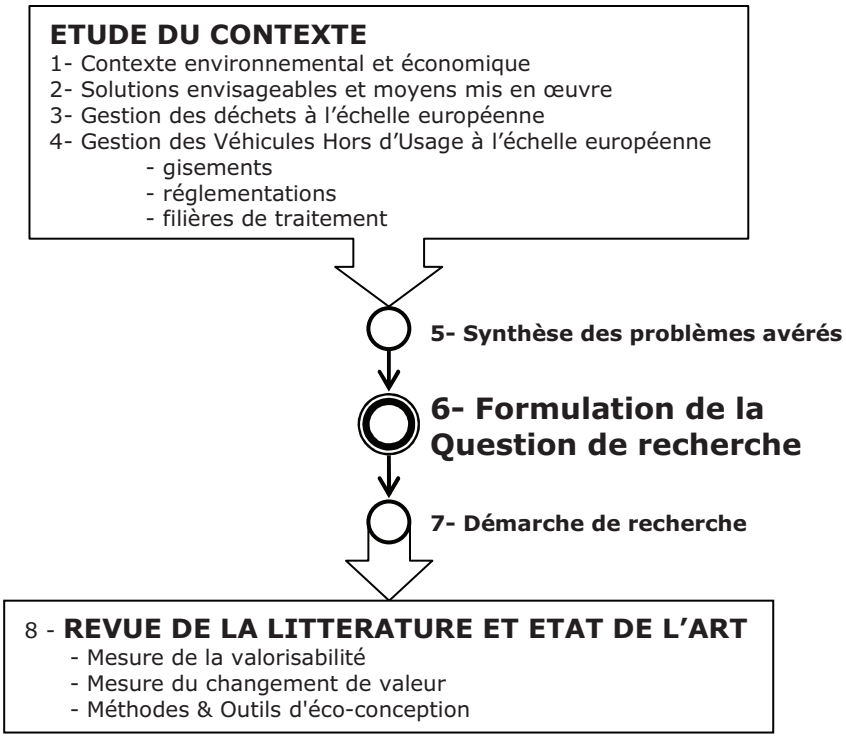


Figure 2 : Composition du Chapitre 1

1. Contexte environnemental et économique : les grands phénomènes observés et leurs conséquences

Les problématiques environnementales sont de plus en plus connues, étudiées et commentées dans nos sociétés. Chacun peut observer que la taille et la complexité des phénomènes observés les rendent souvent difficiles à comprendre, à prévoir et à prévenir. Cependant, des outils, des méthodes et des critères apparaissent et sont progressivement déployés dans le monde industriel et tertiaire, pour faire cohabiter des notions qui habituellement ne vont pas de pair : écologie et économie, consommation et préservation des ressources naturelles, rentabilité à court terme et investissement à long terme.
Dans cette première partie, nous nous attachons tout d'abord à faire un état des lieux des principaux problèmes environnementaux qui constituent le contexte dans lequel s'inscrit la thèse. Ensuite, nous abordons les conséquences sociétales, économiques et réglementaires de ces problématiques, à échelle locale et globale.

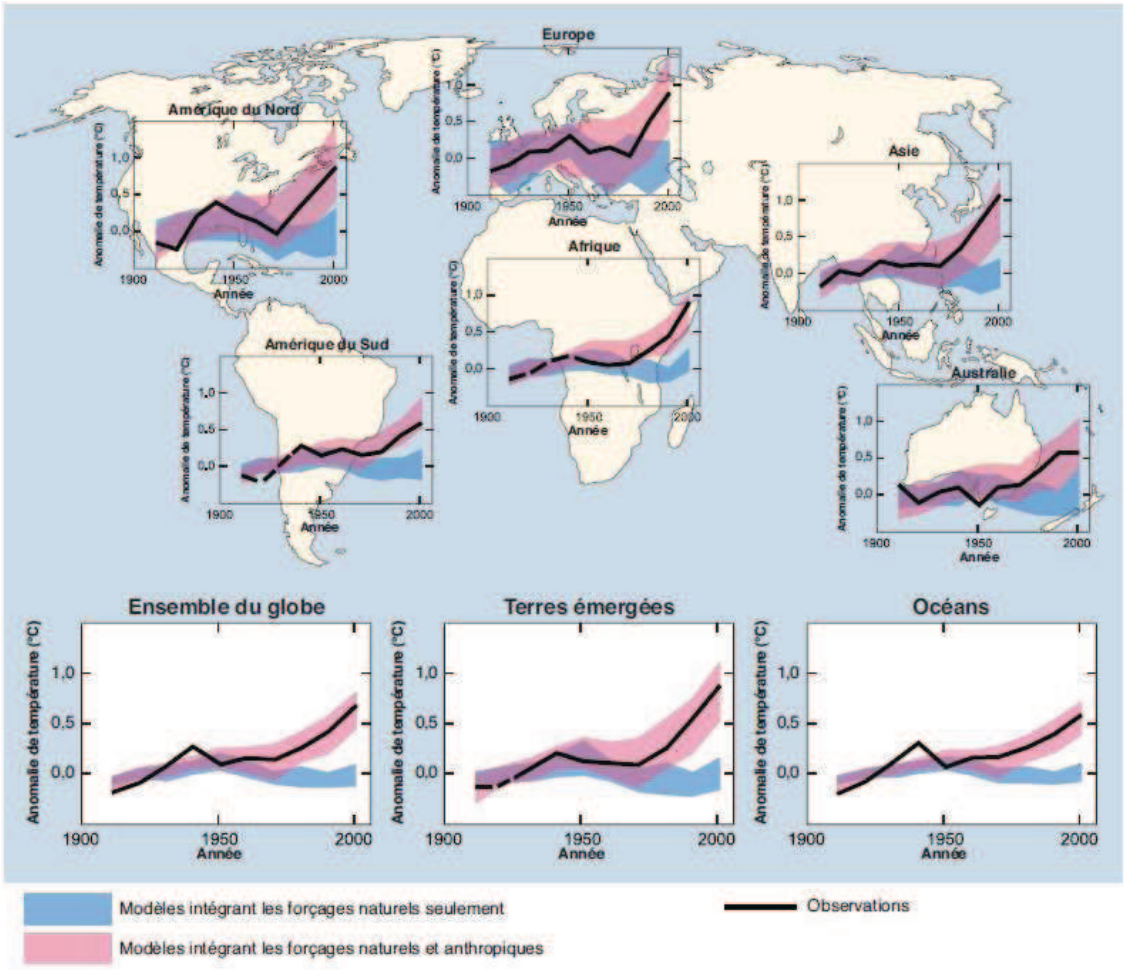
1.1. Phénomènes observés : des causes d'origine anthropique

1.1.1. Changement climatique

Il existe aujourd'hui un très large consensus scientifique pour dire que l'augmentation du taux des gaz à effet de serre dans l'atmosphère terrestre est d'origine anthropique et participe au changement climatique (Figure 3). Ces gaz peuvent être émis par les produits de grande consommation de manière visible (appareils de transport, de chauffage), ou de manière invisible via les processus qui ont servi à leur fabrication (transformation des matériaux, mise en forme, logistique).
D'après un rapport de l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA 2006), la contribution du secteur des transports au changement climatique est la plus importante[2] et s'élève, en Europe, à 24% du total des émissions. Le transport routier représente 78% de tous les types de transports (avion, train, bateau). Entre 1990 et 2003, le volume d'émission de gaz à effet de serre a augmenté de 25%, passant de 653 à 817 millions de tonnes.

[2] Parmi les autres secteurs tels que le bâtiment, l'agriculture, l'industrie, l'énergie et les déchets.

Le changement climatique est emblématique du type de problème rencontré. Les impacts locaux (émissions des produits ou émissions des processus) ont des conséquences à la fois globales (changement du climat mondial) et locales (montée des eaux, altération de la biodiversité). Les risques d'apparition d'évènements extrêmes (montée des eaux, perturbation des phénomènes climatiques régulateurs, etc.) associés au changement climatique auraient, de plus, une répercussion économique très forte.



"Forçage" : Le forçage radiatif est généralement quantifié comme "le taux de transfert d'énergie par unité surfacique du globe, mesuré dans les hautes couches de l'atmosphère", et il est exprimé en "watts par mètre carré" (W/m2, voir figure 2). Un forçage radiatif causé par un ou plusieurs facteurs est dit positif lorsqu'il entraîne un accroissement de l'énergie du système Terre/atmosphère et donc le réchauffement du système. Dans le cas inverse, un forçage radiatif est dit négatif lorsque l'énergie va en diminuant, ce qui entraîne le refroidissement du système. (GIEC 2007)

Figure 3 : Anomalies de températures à l'échelle du globe et des continents en fonction des forçages naturels et anthropiques (GIEC 2007)

En effet, l'économiste Nicholas Stern, dans son rapport sur l'économie du changement climatique, a évalué les coûts d'adaptation de l'humanité à 1% du

PIB mondial[3], dans l'hypothèse où nous réussirions à limiter la hausse de la température à 2°c (concentration comprise entre 500 et 550ppm (parties par millions) de gaz à effet de serre) (Stern 2007). Dans l'hypothèse où nous ne ferions rien (scénario "Business as usual"), la hausse des températures pourrait dépasser 5°c, avec des conséquences graves et irréversibles, presque impossibles à prévoir en détail (GIEC 2007).
Suite au sommet de Copenhague de décembre 2009 sur le changement climatique et à l'actualisation de sa première étude, N.Stern a réévalué le coût potentiel à 2% du PIB mondial[4]. A titre de comparaison, le budget militaire de l'ensemble des pays du monde représente 2,4% du PIB mondial (SIPRI 2010).

N.Stern et l'UNEP[5] préconisent désormais une limitation de la concentration en dioxyde de carbone dans l'atmosphère comprise entre 450 et 500ppm pour contenir les évènements extrêmes, et pensent que la barre des 2°c sera très difficile à ne pas dépasser (Stern 2010; Le Monde 2010b; UNEP 2010).

1.1.2. Epuisement des ressources naturelles

Pour la fabrication de tout produit, des ressources naturelles sont exploitées. Les matériaux extraits sont utilisés dans les processus de fabrication et sont les constituants élémentaires des produits finaux.

L'utilisation de certains matériaux pose problème. En effet, la forte consommation pour l'industrie manufacturière (provoquant la raréfaction), la mauvaise répartition sur la planète ou la dépendance à l'énergie des matériaux (énergie grise[6]) engendrent des tensions économiques et géopolitiques fortes.

[3] Soit à peu près 610 milliards de dollars US
[4] Soit à peu près 1220 milliards de dollars US
[5] United Nations Environment Programme
[6] L'énergie grise est définie comme la somme de toutes les dépenses énergétiques nécessaires à la fabrication du matériau, depuis l'extraction et la transformation des matériaux bruts (minerais) jusqu'au transport, au conditionnement et à la commercialisation (Niemann 2006).

Matière	Présence dans la croute terrestre (ppm)	Pays producteurs	Production actuelle	Dépendance à l'import en Europe*	Applications industrielles	Dépendance énergétique (énergie grise)
Aluminium	81 000	Chine, Russie, Canada	39 MT/an	47%	Automobile, aviation, électronique, emballage	236,8 GJ/T
Magnésium	17 000	Chine, Turquie, Russie	700 kT/an	100%	Aviation, automobile	250 GJ/T
Cuivre	50	Chili, USA, Pérou	15 MT/an	54%	Conduction électrique	110 GJ/T
Indium	0.1	Chine, Corée, Canada, Japon	568 T/an	100%	Ecrans plats, Photovoltaïque, telecommunications, détecteurs	Nc
Platine	0.005	Afrique du Sud, Zimbabwe, Russie	220 kT/an	100%	Pots catalytiques, joallerie	Nc
Palladium	0.01	Afrique du Sud, Canada, USA, Russie, Japon	220 kT/an	100%	Pots catalytiques, électronique	Nc
Rhodium	Nc	Afrique du Sud, Russie, Canada	20 T/an	100%	Pots catalytiques, contacteurs électriques	Nc
Tantale	Nc	Australie, Brésil, Rwanda, RDC	1,1 T/an	100%	électronique mobile	Nc
Terres rares	Nc	Chine (97%) Inde Brésil	124 kT/an	100%	Moteurs électriques, alliages spécifiques, catalyseurs, écrans LCD	Nc

*Proportion, en Europe, de la consommation qui provient de l'importation

Table 1 : Matières précieuses et/ou stratégiques pour l'industrie. Présence, production et énergie grise (BRGM 2010; EC 2010; Cherubini et al. 2008; Shukla et al. 2009; Venkatarama Reddy & Jagadish 2003)

A titres d'exemples (Table 1), on pourra citer les métaux non ferreux (cuivre, aluminium, magnésium) qui ont une dépendance énergétique forte, ou certains matériaux rares (indium, platinoïdes, terres rares), pour lesquels les pays européens dépendent totalement de l'importation.

Parmi les industriels, les constructeurs automobiles sont particulièrement concernés par ces phénomènes, en raison de leur grande consommation de ressources primaires. C. Hocquard et A. Coumoul estiment par exemple que l'industrie automobile représente 15% de la demande mondiale d'Aluminium (BRGM 2006). L'Association des Producteurs de Plastique Européens (APME

2010) estime quant à elle que l'automobile est le troisième plus gros consommateur de plastiques en Europe, absorbant 7% de la production totale[7].

1.1.3. Gestion des déchets

Les matières qui ont été extraites et transportées à grands frais des quatre coins de la planète sont assemblées lors de la fabrication des produits et la plupart du temps mal valorisées en fin de vie. Forton et al. (2006) estiment par exemple que 40% des déchets placés en décharge en Angleterre peuvent en réalité encore être valorisés, et présentent une valeur économique intéressante. D'après les observations de ces auteurs, on constate que les déchets issus de notre consommation sont gérés aujourd'hui pour la plus grande partie de manière non durable.
Cette tendance est confirmée à l'échelle européenne pour les déchets ménagers, qui sont envoyés pour 67% de la quantité totale en décharge ou en incinération (EC 2005).

Les déchets issus de l'automobile représentent quant à eux 14 millions de tonnes par an en Europe. Sur cette quantité, un rapport commandé par l'Union Européenne (ETCRWM 2008b) estime que 35% est traité de manière 'sauvage' (non réglementé, non surveillé), et que 65% sont traités correctement.

Nous pouvons remarquer que ce troisième problème "Gestion des déchets" vient directement en regard du problème "Epuisement des ressources naturelles" abordé plus haut. Le mode de gestion de nos déchets (ménagers ou industriels) paraît incohérent vis-à-vis de nos besoins futurs en ressources.
Comme Dijkema et al. (2000), Erkman (2004) et Ehrenfeld (2008), nous pouvons aisément avancer que si une gestion plus cohérente des déchets était mise en place, ils pourraient représenter une nouvelle source de matières premières plutôt qu'un problème à régler.

[7] Derrière l'emballage (40,1%) et le BTP (20,4%)

1.2. Des conséquences économiques et sociétales

1.2.1. Augmentation et volatilité du prix des matières premières

La conséquence directe de ces difficultés d'approvisionnement pour les industriels est une augmentation des tensions économiques sur les ressources primaires. Le coût de fabrication d'un produit étant directement dépendant du prix des matières, une augmentation du prix de celle-ci engendre mécaniquement un coût de fabrication plus élevé. Cette augmentation est, de plus, totalement imprévisible, puisqu'elle dépend de facteurs complexes et variés (tensions géopolitiques, climat, mouvement boursiers, spéculation, etc.). A cette augmentation s'ajoute une instabilité forte, imprévisible elle aussi (voir Figure 4 et Figure 5), qui oblige tout industriel à parer au pire en réalisant des provisions monétaires importantes.



Figure 4 : Variation des cours de l'aluminium primaire pour la période 2006-2010 (London Metal Exchange – LME ALUMINIUM CASH) (USD$/Tonne)



Figure 5 : Variation des cours du cuivre primaire pour la période 2006-2010 (London Metal Exchange – LME COPPER CASH) (USD$/Tonne)

A l'heure actuelle, d'après les analyses du cercle Cyclope[8], le prix des matières premières est tiré vers le haut par deux facteurs principaux : la demande en hausse de la Chine et de l'Inde (pays qui fabriquent une grande part des produits manufacturés pour le monde), et le prix de l'énergie (CYCLOPE 2009).

En effet, le transport et la transformation des minerais en matériaux utilisables dans l'industrie nécessitent souvent un fort apport d'énergie (voir la colonne "Dépendance énergétique" de la Table 1 -p.22). La variation des cours des combustibles fossiles (pétrole, charbon, gaz) utilisés pour la production de cette énergie a donc, elle aussi, un impact fort sur les cours des matières visées. Le cercle Cyclope observe de plus que les ressources en minerais ne

[8] Cercle d'étude « Cycles et Orientations des Produits et des Echanges » dirigé par P.Chalmin (Université Paris Dauphine)

sont pas directement menacées à court terme, mais que les gisements s'avèrent de plus en plus difficiles à exploiter technologiquement, ce qui participe aussi à la montée des prix.

Cette forte variation du prix des matières primaires a un impact économique fort sur le bilan des entreprises industrielles en général, et de l'industrie automobile en particulier. Ainsi, à titre d'exemple, en 2006, RENAULT a évalué la perte économique liée à l'augmentation du prix d'achat des matières premières à 400 millions d'euros.
Cette dépense brutale était non prévue (et imprévisible), elle a pénalisé le résultat de l'entreprise en fin d'année.

Cas des matières recyclées

Sur les marchés des matières secondaires (matières recyclées[9]), Stromberg observe que les prix sont moins élevés. De plus, les variations à la hausse ou à la baisse des prix de ces matières suivent ceux des matières vierges (non recyclées) équivalentes, avec un temps de réaction de 3 à 6 mois (Stromberg 2004).

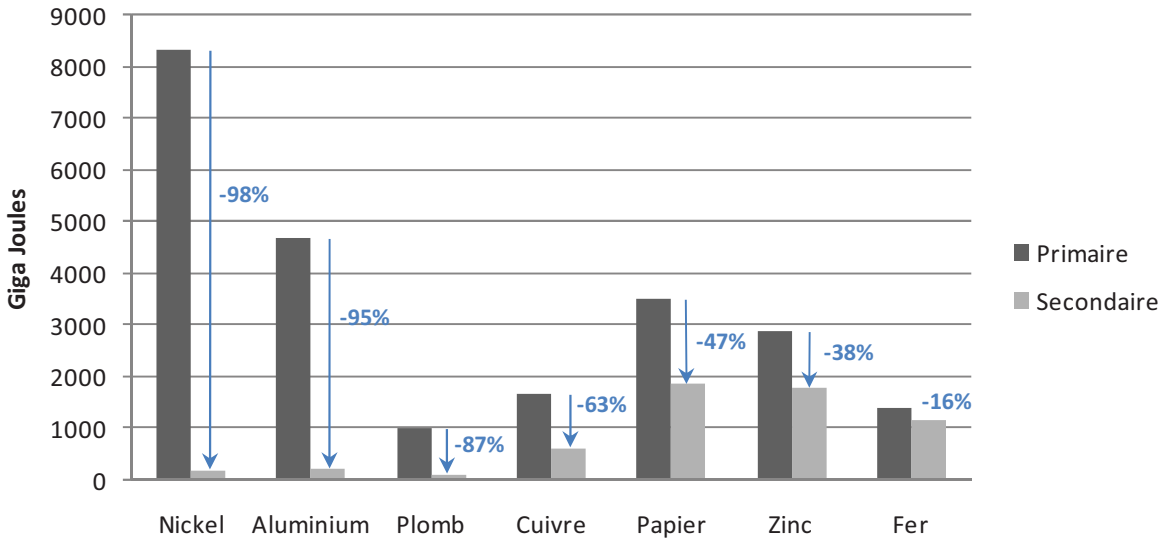


Figure 6 : Quantités d'énergie nécessaire à la fabrication des matériaux industriels usuels, partant de sources primaires (minerais) ou secondaires (déchets). (BIR 2008)

[9] Un matériau recyclé est définie dans la norme ISO 14021 " Marquages et déclarations environnementaux - Autodéclarations environnementales (Étiquetage de type II)" (ISO 2001) :
« Matériau qui a fait l'objet d'une nouvelle mise en œuvre à partir d'un matériau récupéré (pour valorisation) au moyen d'un processus de fabrication et transformé en produit fini ou en composant pour être intégré à un produit. »

Cette constatation est assez paradoxale, dans la mesure où la valeur des matières secondaires dépend du coût des procédés de recyclage (collecte, tri, refonte, etc.), peu énergivores donc peu dépendants du prix de l'énergie (Figure 6), alors que la valeur des matières premières dépend du coût des procédés traditionnels (extraction, raffinage, affinage, etc.).

On note qu'en plus de l'intérêt économique à utiliser des matières recyclées, les gains environnementaux sont flagrants. Ainsi, selon une étude commandée par le Bureau International du Recyclage (BIR) à l'Imperial College de Londres, le recyclage des matières permet d'ores et déjà d'éviter l'émission de 551 millions de tonnes de gaz à effet de serre par an, soit 1,8% de toutes les émissions de la planète (BIR 2008).

1.2.2. Du consommateur à l'éco-consommateur

Au quotidien, le consommateur a depuis peu la possibilité de faire des choix au travers de ses achats. Favoriser un produit ayant un impact moindre sur l'environnement permet d'accroître la rentabilité de l'entreprise qui les fabrique et incite celle-ci à développer des offres similaires. Cette prise de conscience est récente, et coïncide avec l'apparition des labels et déclarations environnementales. L'ADEME (2002) montre que le "consommateur", apparu avec la société industrielle moderne est en train de se transformer petit à petit en "éco-consommateur", conscient du pouvoir qu'il prend au travers de ses achats.

Une étude du Centre for Retail Research (CRR 2010) sur les "tendances à l'achat pour les produits verts", réalisée en France, estime que le volume des ventes de produits présentés comme plus respectueux de l'environnement a progressé de 429% entre 2000 et 2009 (passant de 2 à 10,6 milliards d'euros), et devrait encore doubler entre 2009 et 2015, pour passer de 10,6 à 21,7 milliards d'euros, malgré un prix moyen plus élevé (estimé par le même rapport à 51% sur l'année 2010).

Le monde industriel, pourvoyeur de produits manufacturés mis à disposition de l'éco-consommateur, est, lui aussi, en train de réaliser la puissance de ce changement et les nouvelles opportunités de profit. De plus en plus d'entreprises effectuent des changements fondamentaux dans leurs gammes de produits et leurs méthodes de production. Des rapports réalisés par la

Communauté européenne (EC-DGE 2006) et l'Agence Française de Normalisation (AFNOR 2008) répertorient un grand nombre d'initiatives. Certaines entreprises modifient des produits existants, d'autres créent de nouveaux produits ou changent complètement de stratégie.

2. Solutions envisageables et moyens mis en œuvre

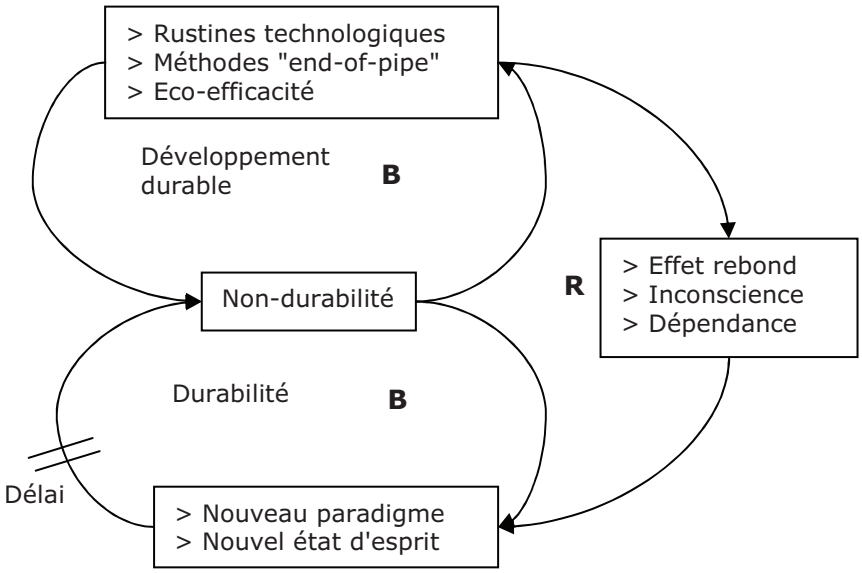
Pour réduire les effets néfastes des activités humaines, la communauté scientifique, industrielle et politique crée et utilise des moyens d'analyse et de correction.
Ces moyens s'inscrivent dans le concept global de "Développement durable".

Ce paragraphe a pour but de décrire ce concept, d'en évaluer la portée et les évolutions. Nous abordons ensuite les moyens d'analyse et de correction qui s'y inscrivent, et distinguons le périmètre du présent travail de recherche.

2.1. Le "Développement durable" et la "Durabilité"

Le concept de "Développement durable" a été défini par Gro Harlem Bruntland lors de l'assemblée générale des Nations Unies sur l'environnement et le développement (Brundtland 1987). Il pose les bases d'une complémentarité idéale des activités de l'homme avec son environnement. Le but est de "permettre un développement qui réponde aux besoins humains présents, sans pour autant compromettre la possibilité des générations futures à répondre aux leurs". Il comporte trois piliers fondamentaux : **environnemental**, **social** et **économique**.

Dans leurs travaux sur l'écologie industrielle, Ehrenfeld (2008) et Erkman (2004) poussent la réflexion plus loin et explorent les fondements et aberrations de nos mode de vie consumériste et systèmes industriels. Ils exposent non seulement les dangers potentiels si rien n'est entrepris ("Business as usual"), et présentent les "pièges" liés à une mauvaise compréhension et une mauvaise correction des phénomènes mis en jeu.



B : Boucle de régulation
R : Boucle de Renforcement

La boucle B du "développement durable" est utilisée pour réguler la "non-durabilité". Ehrenfeld constate qu'elle a pour effet de créer une boucle R de renforcement, qui éloigne la mise en place de la boucle B "durabilité".

Figure 7 : Développement durable et Durabilité réelle. D'après (Ehrenfeld 2008).

Ehrenfeld démontre que le constat de "Non-durabilité" fait par l'homme aujourd'hui est pour l'instant régulé par la mise en place du "Développement durable" (Figure 7, boucle du haut) : des solutions à court ou moyen terme sont déployées ou envisagées (rustines technologiques, méthodes "end-of-pipe" ou correctives). L'impact écologique peut alors être réduit dans un premier temps de manière visible, mais contribue à l'alimentation d'une boucle involontaire et invisible de renforcement (Figure 7, boucle "R" de droite). L'apparition de phénomènes non désirés vient alors empirer la situation et éloigne le passage à la durabilité (Figure 7, boucle du bas).

Schneider (2003) et Erkman (2004) exposent un autre phénomène de renforcement, appelé "effet rebond", qui conduit des personnes ou organisations à relâcher leurs efforts sous prétexte d'avoir déjà œuvré pour le développement durable. Ces auteurs soulignent la dépendance de nos organisations et systèmes à des technologies "propres" qui peuvent être en réalité inefficaces.

D'après Ehrenfeld, la solution idéale se trouve donc dans la "Durabilité" (boucle du bas), que nous pourrions ici définir comme le "Développement durable parfaitement efficace, immédiat et sans biais". La durabilité conduirait à réguler exactement les impacts environnementaux, au plus près des problèmes mesurés.
Cependant, la difficulté à atteindre cette durabilité réside d'une part dans la compréhension des phénomènes de "Non-durabilité", et d'autre part dans le délai que nous mettons pour les comprendre et les corriger. La volonté qu'ont les entreprises et les individus de limiter leurs impacts peut être réelle, mais biaisée par ces deux phénomènes.

Cette compréhension des phénomènes impliqués passe nécessairement par une analyse des impacts (environnementaux, sociaux ou économiques), sur le cycle de vie d'un produit ou d'un service en cours de conception.

2.2. Démarches d'analyses d'impacts sur le cycle de vie du produit

2.2.1. Impacts environnementaux

La méthode de référence pour mesurer les impacts environnementaux est l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Elle est utilisée par des concepteurs de produits ou experts en environnement, et définie dans la série des normes ISO14040 :
« L'ACV traite les aspects environnementaux et les impacts environnementaux potentiels (par exemple l'utilisation des ressources et les conséquences environnementales des émissions) tout au long du cycle de vie d'un produit, de l'acquisition des matières premières à sa production, son utilisation, son traitement en fin de vie, son recyclage et sa mise au rebut (à savoir, du berceau à la tombe). » (ISO 2006a)

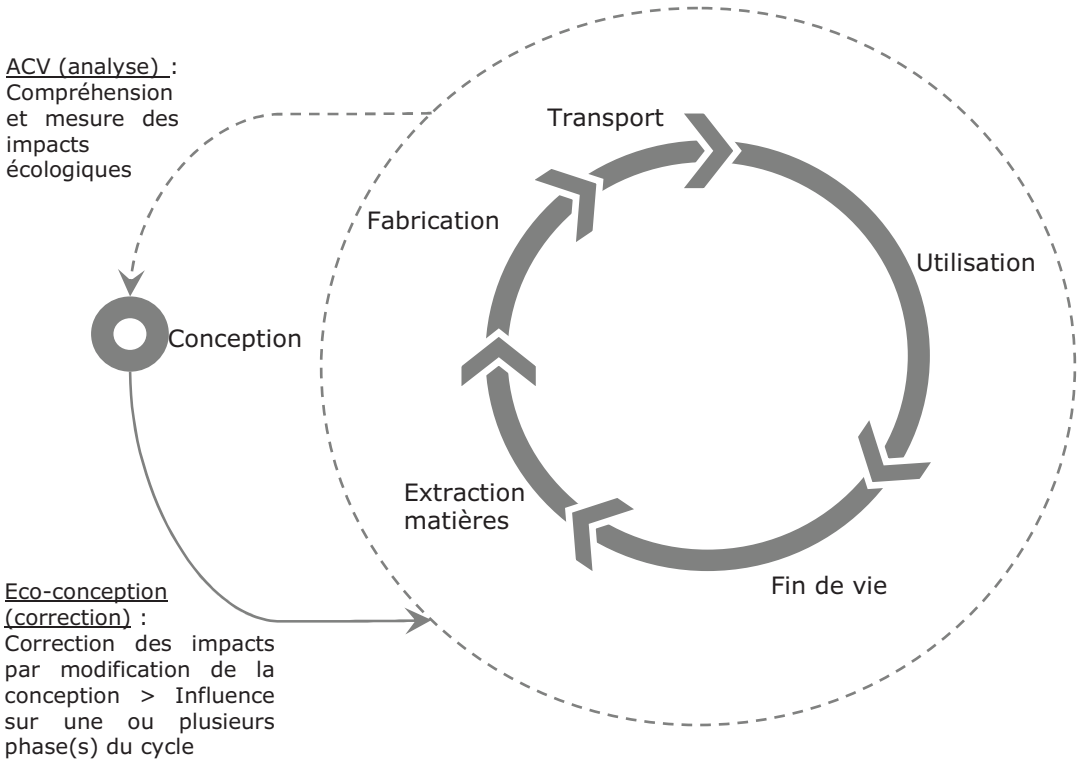


Figure 8 : Analyse de Cycle de Vie (mesure des impacts écologiques) et Eco-conception (correction des impacts écologiques)

Une fois l'analyse réalisée (via l'ACV), il est possible de choisir où agir en priorité, de manière à corriger (via l'éco-conception) l'impact écologique global du produit (Figure 8).

Une définition de l'éco-conception est apportée par un document de synthèse réalisé par l'AFNOR (2008) :
« L'éco-conception ou l'intégration des aspects environnementaux d'un produit dans la conception et le développement du produit (biens et services) a pour objectif la réduction des impacts environnementaux négatifs tout au long du cycle de vie du produit, tout en préservant la qualité d'usage de celui-ci ou en l'améliorant »

Cette méthode de correction permet, une fois les impacts écologiques potentiels compris et mesurés, de les réduire par anticipation lors de la conception du produit plutôt que de les traiter en urgence ensuite (Figure 8).
L'ADEME diffuse des exemples remarquables de produits usuels, qui ont été éco-conçus, suite à une ACV. Parmi ces exemples, on peut citer le cas d'un sac à dos produit par l'entreprise LAFUMA (ADEME 2006).

L'ACV a démontré que 75% des impacts étaient générés par les phases "Extraction des matières" et "Fabrication" du cycle de vie. Les composants les plus impactant (coque en plastique, filet en PVC[10]) ont été repérés par l'étude, et remplacés lors de la conception :
- La coque en plastique a été remplacée par une armature métallique légère
- Le filet en PVC a été remplacé par des bandes de tissu renforcé

A titre de deuxième exemple d'éco-conception, plus proche du monde automobile, le laboratoire G-SCOP (Grenoble INP) a étudié les bénéfices environnementaux à démonter, remettre à niveau puis réutiliser des injecteurs VOLVO (Amaya et al. 2010). Ils ont évalué que les impacts écologiques diminuaient de 46% (par rapport au cycle de vie classique de la pièce) dans le cas où l'intégralité de la pièce était réutilisée.

Une étude basée sur la compilation de nombreuses ACV (WRAP 2006; WRAP 2010) a de plus observé que l'éco-conception (en particulier la conception en vue du recyclage ou de la réutilisation) permettait une réduction effective des impacts écologiques du produit.

Cependant, malgré l'efficacité du couplage [ACV + éco-conception], le déploiement pratique dans l'industrie reste problématique et fastidieux. Cela est dû d'une part au grand nombre et à la complexité des phénomènes à étudier lors de l'ACV, d'autre part aux freins naturels rencontrés pour le déploiement de l'éco-conception dans les bureaux d'études (Le Pochat 2005; Reyes Carillo 2007).

2.2.2. Impacts sociaux

L'absence de travaux et de références bibliographiques sur la mesure des impacts sociaux du développement d'un produit nous montre que le sujet est peu avancé. Le travail qui semble le plus prometteur est inspiré des méthodes usuelles d'ACV. On l'appelle "ACV Sociale" (ou "Social LCA", "S-LCA"), puisque les mesures d'impacts sont réalisées de la même manière (mesure des impacts sur des critères sociaux, sur chaque phase du cycle de vie -voir Figure 8).

Un consensus commence à voir le jour dans la communauté scientifique (Benoît et al. 2010) pour la normalisation et la généralisation des méthodes

[10] PolyChlorure de Vinyle

d'ACV Sociale. La mesure est réalisée du point de vue de plusieurs parties prenantes différentes (opérateur manuel, cadre, consommateur, communauté, société, acteurs de la chaîne de valeur), sur chaque phase du cycle de vie, et intègre une multitude de critères différents (par exemple : travail des enfants, horaires, transparence de la société, emploi local, contribution au développement d'un territoire, etc.).

Il faut ajouter que ce travail réalisé sur les ACV Sociales n'étant pas finalisé, il est évident que les méthodes de "Conception sociale" (une correction des impacts par modification de la conception qui permettrait de réduire les impacts sociaux) n'en sont qu'à leurs balbutiements.

2.2.3. Impacts économiques

Le troisième pilier du concept de développement durable est l'économie. On définit ici les impacts économiques comme l'ensemble des coûts et profits engendrés par un produit sur son cycle de vie. De la même manière que l'on peut évaluer les impacts potentiels du point de vue écologique (ACV) et les prévenir lors de la conception (éco-conception), il est possible d'évaluer les coûts et profits potentiels d'un produit lors de sa conception et de les optimiser.

Certaines méthodes, comme le Life Cycle Cost (LCC)[11] permettent d'obtenir les impacts du produit du point de vue économique sur toutes les phases du cycle. En particulier, la méthode LCC intègre le calcul des coûts et profits pour les phases suivantes[12] :

- Recherche & Développement (R&D)
- Conception
- Fabrication
- Maintenance
- Traitement fin de vie

Ces phases du cycle de vie d'un produit sont à mettre en parallèle avec celles utilisées dans les ACV (extraction des matières, fabrication, transport, utilisation, fin de vie).

[11] Life Cycle Cost peut être traduit en français par le "Coût global de cycle de vie" (AFNOR 1997; Harscoet 2007). Cependant l'appellation anglaise LCC est plus largement partagée.
[12] On observe que l'on peut rapprocher ces phases LCC de celles utilisées dans les ACV (extraction des matières, fabrication, transport, utilisation, fin de vie).

Une fois la LCC réalisée, il est possible de connaître les sources de coûts et de profits du produit sur son cycle de vie. Il existe plusieurs méthodes pour prendre en compte les résultats lors de la conception et appliquer des modifications au produit. Cette fois-ci, les modifications apportées participent donc à l'optimisation des coûts et profits sur le cycle de vie du produit, et non à la réduction de ses impacts environnementaux ou sociaux.

Il apparaît de façon évidente que l'optimisation des coûts et des profits est pratiquement systématiquement réalisée sur une ou plusieurs étapes spécifiques du cycle de vie, et ce de manière naturelle par la plupart des entreprises : c'est la source de leur profit.

De manière plus détaillée, dans leur livre "Target Costing and Value Engineering", Cooper & Slagmulder (1997) nous montrent que les phases les plus impliquées pour une optimisation des coûts sont :
- Extraction matières (création de groupements d'achats, achats de matières low-cost, simplification des politiques matières)
- Fabrication (augmentation des cadences, délocalisation, création de plate-formes produits[13])
- Transport (optimisation de la logistique)
- Utilisation (facturation de la maintenance au client)

Les auteurs soulignent de plus que 90 à 95% du coût total visible d'un produit est directement déterminé par les choix faits lors de la conception. Ces choix se font sur :
- Les matières utilisées
- La forme et la complexité du produit
- Les outils de production
- Les circuits de distribution
- Les stratégies de maintenance

Ce qu'il est important de noter ici, c'est que la phase la moins intégrée dans les démarches usuelles d'optimisation des coûts est la phase "Fin de vie". La seule chose que l'on peut observer aujourd'hui, ce sont des provisions de risque

[13] Les plate-formes produits sont des outils de productions (machines, usines, approvisionnements) mis en commun pour plusieurs produits de la même marque (ex : Véhicules Mégane coupé, Mégane break et Scénic du constructeur automobile RENAULT) ou pour plusieurs produits de marques différentes (ex : Véhicules RENAULT/NISSAN).

réalisées par les entreprises[14] pour anticiper des amendes ou des coûts de dépollution éventuels (Harscoet 2007). Ainsi, le comportement défensif (où la pollution apparaît inévitable et demande la constitution de provisions de risque) semble encore largement primer sur le comportement proactif (où l'on cherche à dégager de nouvelles sources de rentabilité par l'optimisation de la phase fin de vie).

Néanmoins, certaines entreprises ont compris et intégré une démarche d'optimisation des coûts de la fin de vie par anticipation, en revoyant intégralement leur stratégie. On citera par exemple le cas de l'entreprise XEROX, qui est passée de la vente de photocopieurs à la vente de photocopies, voire de services liés à la gestion documentaire.
XEROX conserve la propriété de ses machines. Elle a ainsi logiquement souhaité augmenter leur durabilité, assurer la modularité des composants, et favoriser leur réutilisation ou leur recyclage (en dernier recours). La logique est bien d'optimiser les coûts et de récupérer lors de la phase "Fin de vie" la valeur qui a été mise lors de la phase "Fabrication".
Sur cet exemple précis de l'entreprise XEROX, une évaluation des gains environnementaux a été effectuée par Kerr et Ryan (2001), qui estiment que la consommation des ressources et la génération des déchets ont été divisées au minimum par trois suite à la mise en place de cette stratégie.

De nombreux autres auteurs observent que dans les systèmes et organisations industriels où elle a été déployée, l'éco-conception contribue à la rentabilité économique immédiate de l'entreprise (Ayres et al. 1997; Brouillat 2008; Plouffe et al. 2010). D'autres ont montré que la simplification de la stratégie matière ou l'intégration de matières recyclées (souvent moins chères que les matières vierges) réduisent et lissent mécaniquement les budgets d'achat associés (Brouillat 2008; Masanet & Horvath 2007).

2.2.4. Vue d'ensemble

Si l'on revient à la théorie du développement durable (comportant les trois piliers : environnemental, social et économique), il est possible de replacer les différentes démarches observées dans l'ensemble de la problématique.

[14] Comportement généralement adopté uniquement par les grosses entreprises, rarement pour les PME/PMI.

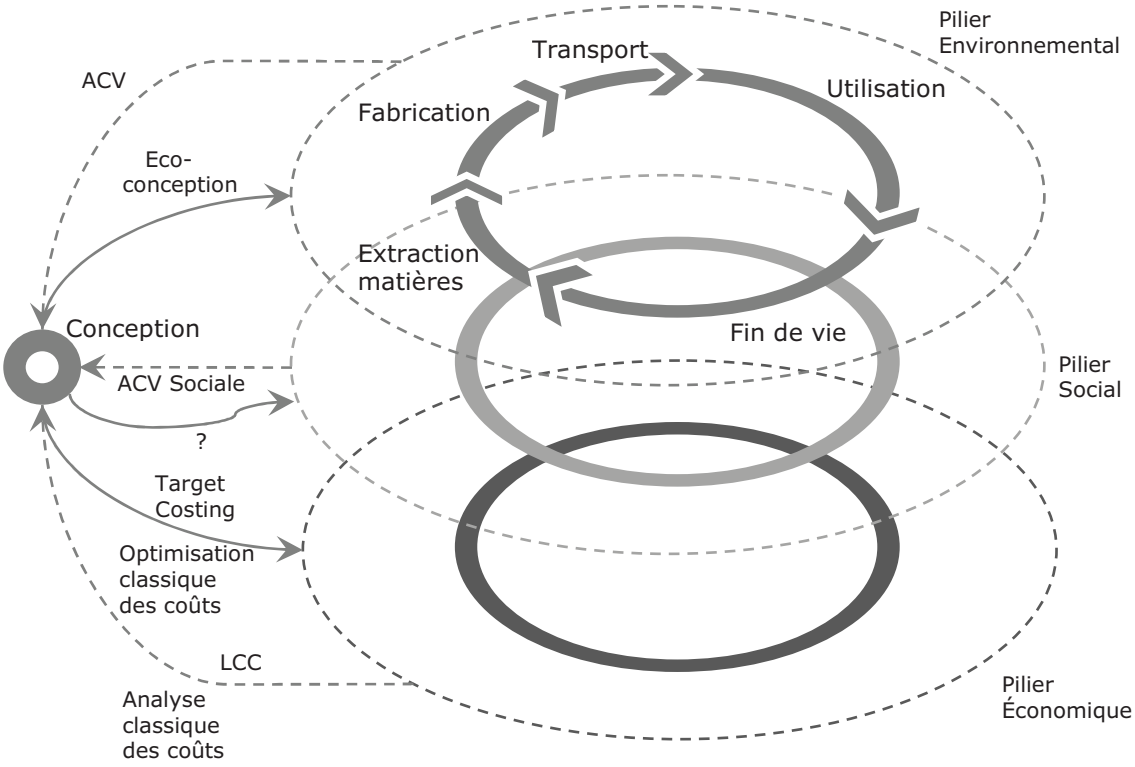


Figure 9 : Mesures d'impacts sur les piliers du Développement Durable et principaux moyens de correction existants

La construction de la Figure 9 nous permet d'avoir une vue d'ensemble des principaux moyens d'analyse et de correction des impacts sur les trois piliers, et résume les paragraphes précédents.

Les principaux faits à retenir sont :

- Il existe des moyens d'analyse (ACV) et de correction (éco-conception) sur le pilier environnemental. Ces méthodes progressent rapidement et sont de plus en plus utilisées. Elles peuvent néanmoins être difficiles à déployer.

- Les moyens d'analyse d'impacts sur le pilier social sont très peu développés, et les outils de correction lors de la conception sont inexistants (aucun n'a été trouvé lors de la rédaction du présent rapport)

- Les outils d'analyse et de correction des impacts sur le pilier économique sont très développés (ils font partie de la stratégie de chaque entreprise), sur toutes les phases du cycle de vie, sauf sur la phase Fin de vie, pour lequel ils sont quasi inexistants.

3. La Gestion des déchets à l'échelle européenne

L'optimisation du coût des produits en fin de vie est mal prévue par les concepteurs. Le produit en fin de vie est systématiquement vu comme un déchet sans valeur plutôt que comme une ressource potentielle.
Nous allons voir dans cette partie dans quelle mesure les déchets sont devenus un problème grandissant dans les pays de l'Union Européenne, et comment la réglementation est déployée pour tenter de contenir le problème.

3.1. Situation observée et politiques mises en place

En Europe, l'expansion économique a participé mécaniquement à l'augmentation de la quantité de déchets. D'après une étude de la Commission des Communautés Européennes (EC 2005), chaque année, les pays de l'union européenne génèrent presque 3 milliards de tonnes de déchets au total, toutes catégories confondues (dont 90 millions de tonnes de déchets dangereux) (voir Figure 10). Cette quantité correspond en moyenne à 6 tonnes de déchets par habitant et par an.

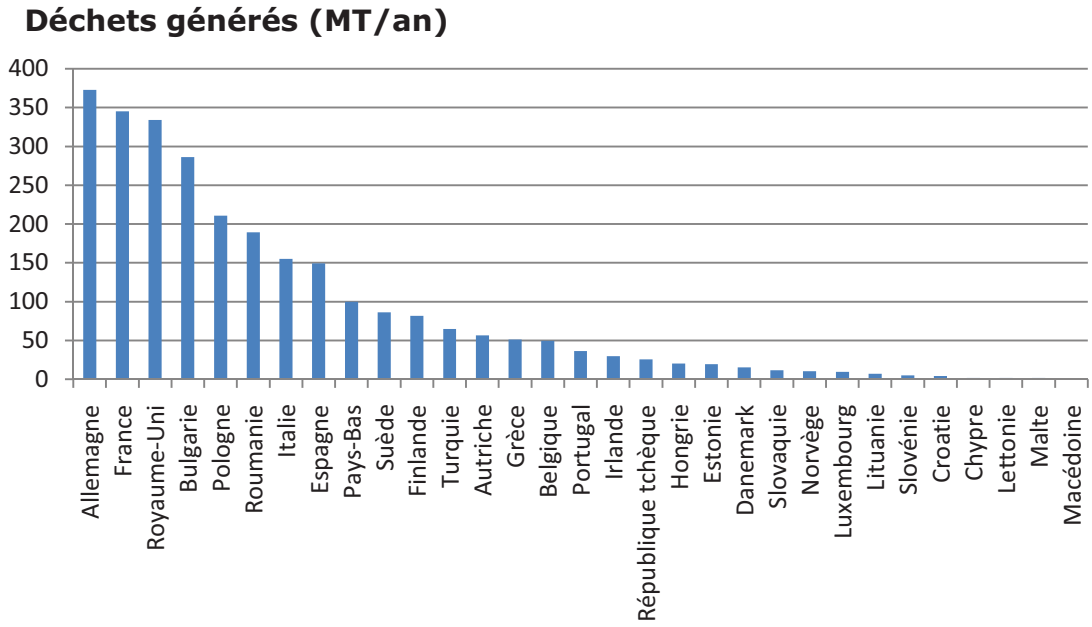


Figure 10: Quantité de déchets produits par les différents pays de l'Union Européenne (Source EUROSTAT 2008)

D'après cette même étude (EC 2005), 49% de ces déchets sont aujourd'hui mis en décharge, 18% sont incinérés, et seulement 33% sont recyclés.
La propotion mise en décharge et incinérée (67%) créée des dommages environnementaux graves. En plus d'occuper une surface de terrain qui pourrait être utilisée à d'autres fins, la mise en décharge entraîne des pollutions de l'air, de l'eau et du sol, des dégagements de gaz à effet de serre (par la décomposition organique) ou des dispersions de produits chimiques.

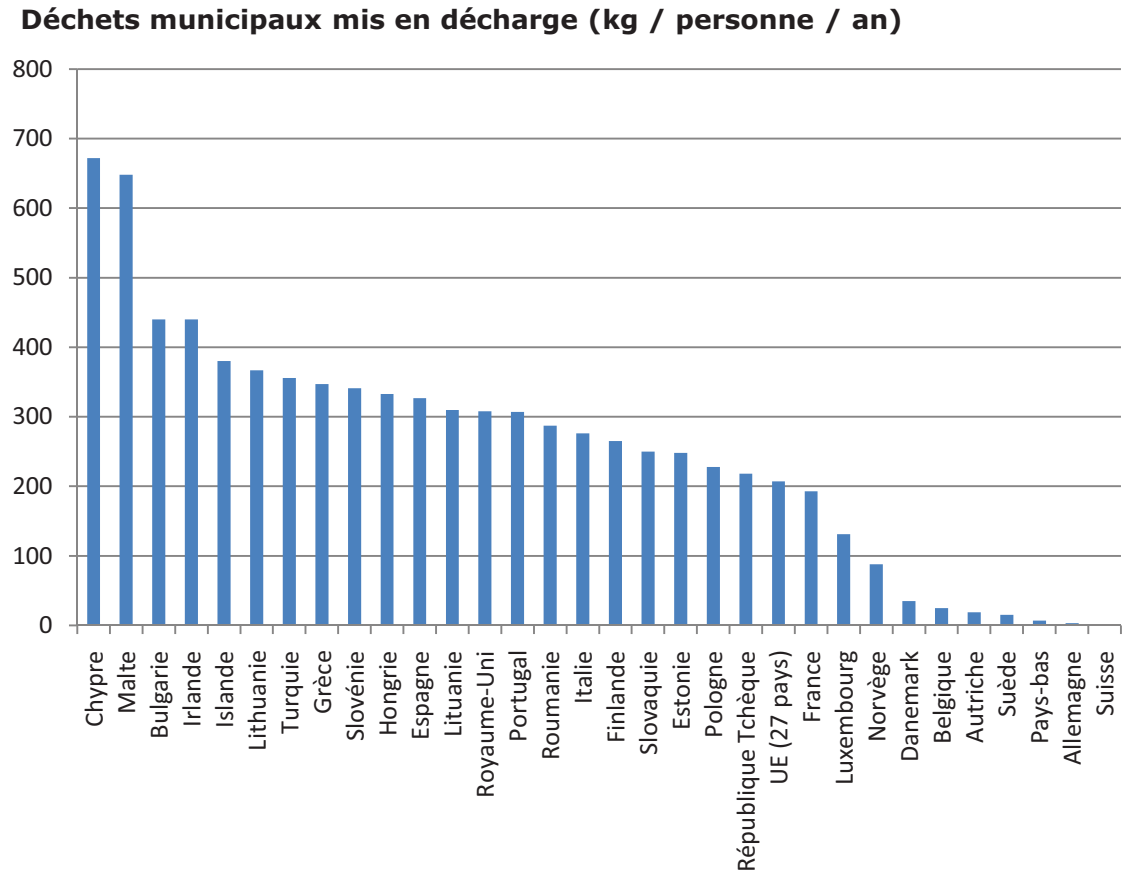


Figure 11 : Quantité de déchets municipaux mis en décharge par pays de l'union (Source EUROSTAT 2008)

Les auteurs notent que des efforts ont été réalisés pour améliorer la gestion des déchets et favoriser leur recyclage dans certains pays de l'union, tandis que dans d'autres, la situation reste critique. Ils ajoutent que des disparités de traitement sont visibles, en particulier pour les déchets municipaux (Figure 11) et dépendent autant de la volonté politique nationale que des habitudes du pays. Dans la plupart des cas, la mise en décharge reste la filière de traitement la plus utilisée.

En dépit des politiques de prévention et de traitement mis en place depuis quelques années[15], le volume global des déchets et la proportion allant en décharge ne diminuent pas.
Les projections pour l'avenir ne sont pas bonnes non plus. D'après l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA), la quantité de papier/carton aura augmenté en 2020 de 40% par rapport au niveau de 1990. L'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) prévoit quant à elle une augmentation des déchets ménagers pour 2020 à un niveau inférieur à 40%, et le centre commun de recherche (OCDE-EEA) table sur une croissance de 42,5% pour ces mêmes déchets ménagers.

D'après la Communauté Européenne (EC 2005), cette tendance à la mise en décharge et à l'augmentation de certains comportements (déversements sauvages, transferts de déchets dangereux non déclarés) est due à une mauvaise mise en œuvre des réglementations relatives aux déchets au niveau national, elle-même causée par des défaillances du système juridique et politique au niveau de l'Union. L'Europe a pourtant mis en place une politique de prévention des déchets et produit une directive (EC 2006a), qui propose une hiérarchisation idéale de la gestion des déchets, classant les méthodes depuis la prévention (le mieux) jusqu'à la mise en décharge (le pire).
Les modalités d'application de cette législation font encore débat et ont d'ailleurs conduit à des poursuites judiciaires. Et malgré les décisions de la cour de justice européenne, la définition précise d'un déchet (moment à partir duquel un déchet le devient) reste floue.

Les auteurs (EC 2005) remarquent cependant que malgré la non-diminution de la quantité de déchets produits et mis en décharge, le recyclage et la récupération augmentent pour certains déchets (piles, emballages, véhicules hors d'usage et équipements électriques et électroniques), et les impacts écologiques des traitements pour ces déchets s'améliorent. Ces déchets sont visés par des directives et règlements spécifiques. C'est une bonne chose dans la mesure où ils sont potentiellement très dangereux pour l'environnement, et complexes techniquement (donc par nature difficilement valorisables). Cependant, ils ne concernent qu'une petite partie de l'ensemble des déchets produits.

[15] Règlement communautaire sur les transferts transfrontaliers de déchets, Directive-cadre sur les déchets, Directives spécifiques DEEE, VHU, Piles. Voir 3.2.

On observe, de plus, que si des normes et réglementations existent pour l'incinération et la mise en décharge des déchets, ce n'est pas le cas pour les procédés de tri et de recyclage. Cela pose un problème dans la mesure où certaines installations de recyclage sont mal gérées et où les pollutions ne sont pas évitées (EC 2005). La mise en place de normes permettrait non seulement d'améliorer la protection de l'environnement mais aussi la situation économique, en créant des conditions de concurrence uniformes pour le recyclage au sein de l'union européenne.

3.2. Cadre réglementaire général

Le paysage réglementaire dans l'Union Européenne pour la gestion des déchets s'est étoffé au cours du temps. On peut ainsi noter plusieurs textes, directives ou règlement qui préviennent ou encadrent la gestion des déchets, pour limiter leur quantité et améliorer leur impact sur l'environnement et l'économie.

La liste qui suit est non exhaustive. Nous abordons uniquement les actes officiels qui concernent ou peuvent être liés à la problématique des Véhicules Hors d'Usage.

3.2.1. Responsabilité Elargie du Producteur (REP)

Introduite pour la première fois en 2001 par l'OCDE, la Responsabilité Elargie du Producteur (REP) étend la responsabilité des producteurs et importateurs de produits manufacturés (OCDE 2001).
Lorsqu'elle souhaite mettre sur le marché des produits, une entreprise est désormais de plus en plus tenue d'en assumer les conséquences en amont (extraction et transport des matières premières), aussi bien qu'en aval (traitement des déchets), en somme sur l'ensemble du cycle de vie du produit.

On citera pour exemple récent de l'application de ce principe l'affaire du bateau pétrolier Erika, affrété par la société Total pour le transport de fioul lourd. La responsabilité de Total a été directement engagée par la cour d'appel de Paris, qui a invoqué le principe de "préjudice écologique" (Le Monde 2010a).

3.2.2. Encadrement des transferts transfrontaliers de déchets

Le premier texte international ayant vu le jour a été la Convention de Bâle (BAN 1989), dont l'objectif a été d'encadrer et de limiter les mouvements transfrontaliers de déchets, particulièrement vers des pays où les réglementations en vigueur ne permettaient pas un traitement acceptable du point de vue sécuritaire et environnemental. Ce texte a été suivi d'une décision puis d'un règlement communautaire européen[16] (EC 2006a).
Ce règlement est applicable directement dans tous les pays de l'union européenne et transpose les décisions prises dans la Convention de Bâle et dans le texte de l'OCDE. Il permet le contrôle des transferts de déchets parmi les pays de l'union, ceux entrants ou sortants de la communauté et ceux qui transitent à travers celle-ci. Il simplifie et précise les mesures de contrôle et de transfert, permettant ainsi une meilleure transparence et un moindre impact écologique. Il interdit en particulier d'exporter des déchets depuis le territoire de la Communauté Européenne ou les pays de l'Association Européenne de Libre Echange (AELE[17]) vers des pays tiers, et d'exporter des déchets pour valorisation vers des pays non OCDE.

On relève, d'après des études du Basel Action Network (BAN et al. 2009), du Centre Européen d'Etude sur les Ressources et les Déchets (ETCRWM 2008b) et dans des articles de presse (Le Monde Diplomatique 2006), qu'en dépit de la mise en place de ce cadre réglementaire, une multitude d'infractions sont constatées. Il s'agit généralement de contournements des textes de lois, en raison de la difficulté à définir précisément et universellement la notion de déchet. Ainsi, un conteneur de plastiques en mélange issu d'un tri grossier peut être vu en Europe comme un déchet, mais peut être envoyé en Chine ou en Inde pour un tri et un recyclage final où il sera vu comme une matière première.
Dans son étude, la communauté européenne relève suivant les années entre 100 et 300 infractions caractérisées de transferts de déchets depuis l'Europe vers des pays tiers (ETCRWM 2008b)

[16] Un règlement est, à la différence d'une directive, applicable directement à l'échelle européenne, sans qu'une transposition en droit national soit nécessaire.
[17] Islande, Lichtenstein, Norvège et Suisse

3.2.3. Directive-cadre sur les déchets

La directive-cadre sur les déchets (EC 2008) (qui remplace la directive précédente (EC 2006a)) encadre la gestion des déchets pour les pays européens. Elle renforce l'importance des trois principes qui peuvent permettre une meilleure gestion des produits et matières en fin de vie :

- principe du pollueur-payeur
- principe de proximité (traiter les déchets au plus près de leur lieu de production)
- principe de Responsabilité Elargie du Producteur (REP)

Cette directive propose une hiérarchisation des différents comportements et stratégies à adopter pour réduire la quantité et l'impact de la gestion des déchets sur l'environnement (de la meilleure solution à la pire) :

1. Prévenir la production de déchets (éco-conception)
2. Préparer les déchets en vue de leur réemploi (éco-conception)
3. Recycler les déchets émis
4. Valoriser énergétiquement les déchets émis
5. Eliminer les déchets émis de manière sûre et à moindre impact pour l'environnement

La directive impose en outre aux états membres d'établir des plans de réduction des déchets, et fixe des objectifs chiffrés, à l'échéance de 2020 (50% pour les papiers, métaux, verres, plastiques ; 70% pour les gravats).

Bien que le champ d'application de cette directive soit très large, il exclut certains types de déchets spécifiques, comme les VHU, les DEEE[18] et les piles et accumulateurs. Ces derniers bénéficient de réglementations spécifiques, détaillées ci-après.

3.2.4. Directive européenne DEEE

La directive "DEEE" (Déchets d'Equipements Electriques et Electroniques) (EC 2003) encadre la gestion en fin de vie des produits électriques et électroniques. Elle impose notamment la mise en place de systèmes de gestions des déchets (filières de récupération et de traitement), supportés économiquement par les producteurs et importateurs, via une taxe à l'achat visible par le client.

[18] Déchets d'Equipements Electriques et Electroniques

Depuis 2006, des taux de valorisation doivent être atteints, selon le type de produit :
- 80% : Gros appareils ménagers et distributeurs automatiques
- 70% : Petits appareils ménagers, matériel d'éclairage, outils électriques et électroniques, jouets, équipements de loisir et de sport, instruments de surveillance et de contrôle
- 75% : Equipements informatiques et de télécommunications et matériel grand public

Ces taux doivent être pris en compte en amont lors de la conception du produit. Même si le produit automobile contient des composants pouvant isolément être assimilés à des DEEE (cartes électroniques embarquées, écrans LCD, moteurs électriques, etc.), il fait l'objet d'un cadre réglementaire spécifique et n'est donc pas impacté par cette directive.

3.2.5. Directives européenne VHU et RRR

Les directives européennes "VHU" (Véhicules Hors d'Usage) (EC 2000) et "RRR" (Reusability, Recyclability, Recoverability) (EC 2005b) encadrent respectivement la gestion effective des véhicules automobiles lors de leur fin de vie, et la prise en compte du problème lors de la conception. Nous détaillerons plus loin (voir 4.4-p.74) le contenu et l'impact de ces directives.

3.2.6. Directive Piles et accumulateurs

La directive "Piles et accumulateurs" (EC 2006b) encadre la fin de vie des accumulateurs d'énergie. Les constructeurs automobiles sont impactés par cette directive, leurs véhicules contenant ce type de pièce :
- Batterie de démarrage pour véhicules thermiques
- Batterie de traction pour véhicules électriques
- Pile bouton pour commande de serrure à distance

La directive impose, lors de la conception de l'accumulateur de :
- Ne pas utiliser de mercure ou de cadmium
- Indiquer que l'accumulateur ne doit pas être jeté dans une poubelle ordinaire (par l'ajout d'un symbole désignant une poubelle barrée, sur l'accumulateur)

La directive impose aux pays membres de mettre en place des campagnes de sensibilisations, et des moyens de collecte adaptés (reprise gratuite pour le dernier détenteur et construction de points de collecte au point d'achat).

Elle impose de plus les taux de collecte suivants :
- 25% du gisement, à atteindre en 2012
- 45% du gisement, à atteindre en 2016

Sur ces accumulateurs collectés, le taux de recyclage minimum à atteindre pour Septembre 2011 est de :
- 65% du poids pour les accumulateurs plomb-acide (conception habituelle des batteries de démarrage automobile)
- 75% du poids pour les accumulateurs Nickel-cadmium
- 50% pour les autres technologies (la batterie de traction de la plupart des véhicules électriques des constructeurs européens est dans cette catégorie).

3.2.7. Règlement européen REACH

Le règlement européen "REACH" (Enregistrement, Evaluation et Autorisation des substances chimiques) (EC 2006b), entré en vigueur en 2007, encadre l'utilisation des produits, matières et substances chimiques pour tout produit fabriqué ou importé en Europe. Avant qu'une substance visée par l'une des listes d'autorisation puisse être utilisée dans la fabrication d'un nouveau produit ou dans un processus, le fabriquant doit prouver son innocuité et l'enregistrer auprès de l'agence chimique européenne (ECHA).
Dans le cas où la substance est dangereuse pour l'homme ou pour l'environnement, le producteur ou l'utilisateur de la substance doit la modifier ou la remplacer.
L'agence ECHA estime que pendant les dix premières années d'application de REACH, environ 30000 substances seront enregistrées, et 80% d'entres ne poseront à priori aucun problème (source http://europa.eu).

Ce règlement touche intégralement l'activité des constructeurs automobiles, qui doivent donc se mettre en conformité.

Il faut de plus noter que la directive REACH était, à sa création, susceptible d'entrer potentiellement en conflit avec les directives VHU et RRR, sur le sujet de la matière recyclée. En effet, la provenance des matériaux entrant dans la

composition de la matière recyclée n'est pas toujours connue, et la composition chimique précise non plus. La matrice principale (PP, PEhd, PA6, etc.) ainsi que les charges (talc, fibre de verre, etc.) peuvent être déterminées avec précision, mais il est difficile de garantir que la matière recyclée (provenant donc de déchets divers) ne contient aucune autre substance chimique.

REACH a été adapté pour prendre en compte le cas des matières recyclées[19]. Leur composition chimique exacte n'a pas besoin d'être définie. Elles sont enregistrées selon leur type, leur provenance, et les adjuvants chimiques supplémentaires qui sont ajoutés.

[19] Source (http://www.prorecyclage.com/sante-securite/reglement-reach-directive-cadre-dechet.html)

4. La gestion des Véhicules Hors d'Usage (VHU) à l'échelle européenne

Après avoir analysé la problématique de la gestion des déchets à l'échelle européenne et vu le cadre réglementaire général, nous nous intéressons plus particulièrement au cas des Véhicules Hors d'Usage.
Un état des lieux des gisements européens de VHU est effectué, où nous observons les différences entre évaluations théoriques et réelles.
Nous décrivons ensuite la composition matière d'un véhicule commun, et observons la variation de sa valeur économique entre le début et la fin de vie.
Un état des lieux du fonctionnement des filières de traitement des VHU est alors réalisé. Les procédés existants et en cours développement de démontage, réutilisation, recyclage, valorisation énergétique et élimination des VHU sont décrits et classés. Des définitions génériques sont proposées.
Une revue réglementaire est enfin faite, où nous abordons en détail les directives européennes nous concernant, et observons leur application dans les faits, pendant la période de recherche.

4.1. Le gisement des véhicules hors d'usage en Europe

4.1.1. Evaluation théorique du gisement

Le dernier détenteur du VHU a pour obligation de le remettre à un démolisseur agréé ou à un broyeur agréé (EC 2000).

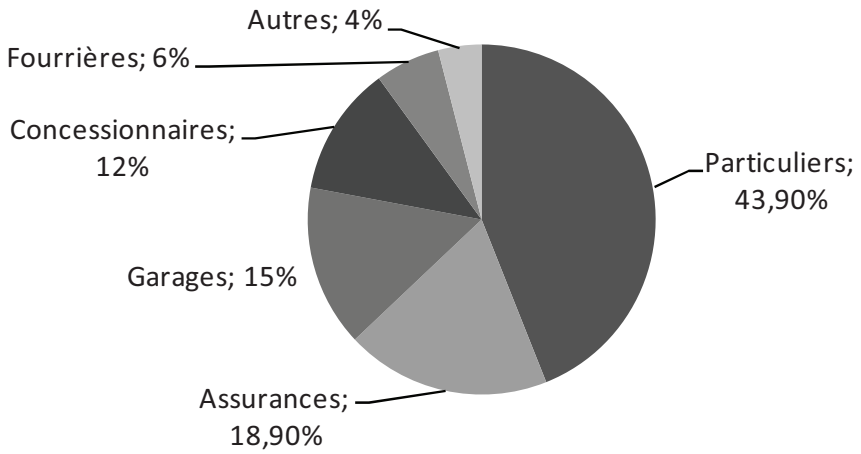


Figure 12 : Origine des véhicules pris en charge par les opérateurs agréés (ADEME 2003)

Ce dernier détenteur peut être un particulier ou une autre personne physique ou morale (voir Figure 12). La transaction s'effectue obligatoirement sans charge pour le dernier détenteur. L'opérateur agréé se charge ensuite de traiter le VHU dans des filières agréées.

Pays	Age moyen des VHU
France	12
Pays-bas	15,3
Royaume-Uni	12,1
Hongrie	11

Table 2 : Age moyen constaté des VHU dans les pays de l'Union Européenne -Sources (ADEME 2008; GHK & Bio IS 2006)

D'après un rapport commandé par la Communauté Européenne (GHK & Bio IS 2006) et l'ADEME (2008), les VHU pris en charge dans les filières de valorisation sont âgés de 11 à 15,3 ans (Table 2).

A l'échelle européenne, toutes marques confondues, le gisement annuel des VHU est estimé à plus de 14 millions d'unités (Figure 13). D'après les projections, le gisement en 2030 serait de plus de 18 millions d'unités, soit une augmentation de 35% (ETCRWM 2008a).

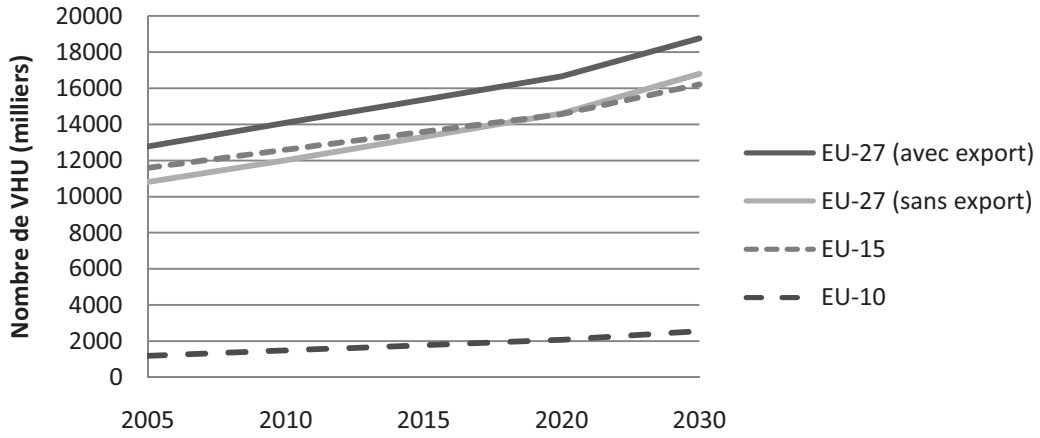


Figure 13 : Gisements mesurés et potentiels de VHU en Europe pour la période 2005-2030 (ETCRWM 2008a)

Cela correspond théoriquement à une quantité de 14 à 17 millions de tonnes de déchets générés par l'Europe en 2030, à traiter à l'intérieur du territoire de l'Union (ETCRWM 2008a).

4.1.2. Etat réel du gisement et marchés parallèles

Dans la pratique, d'après les chiffres relevés par l'Association des Constructeurs Automobiles Européens (ACEA 2005), il existe une nette différence entre les véhicules désimmatriculés (officiellement retirés de la circulation) et les véhicules traités dans les filières européennes (Figure 14).

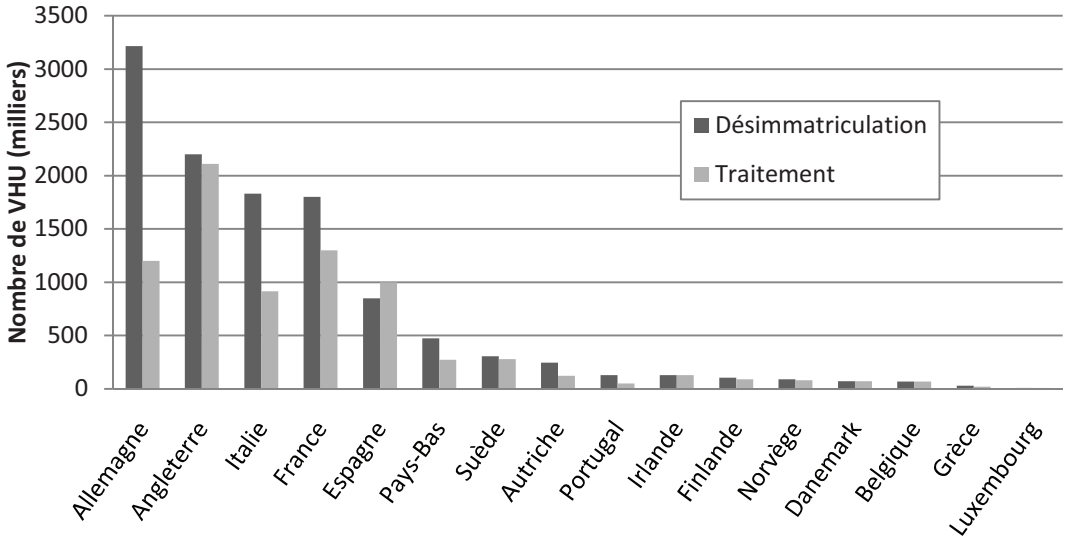


Figure 14 : Gisements de VHU en Europe, par pays membre (EU-15). (ACEA 2005)

Une grande part des véhicules sont désimmatriculés en Europe, puis destinés à l'exportation pour le réemploi des pièces, le recyclage matière ou la valorisation énergétique. Comme nous pouvons le constater dans la Figure 14 pour la plupart des pays européens, le nombre de désimmatriculations est supérieur au nombre de VHU traités.

Suivant les pays, une quantité plus ou moins importante de VHU échappe donc totalement à la réglementation et disparaissent dans la nature. Selon l'étude (ETCRWM 2008b), pour "l'Europe des 15" plus la Norvège, le nombre total annuel des VHU désimmatriculés est de 11,4 millions et le nombre de VHU traités dans des filières agréées est de 7,7 millions.

La différence constatée est de 3,7 millions de VHU (soit 32% du total). Sur ce nombre, les auteurs de l'étude estiment qu'à peu près 1 million de VHU sont disséminés sur le marché illégal de la pièce d'occasion, et que 2,7 millions d'unités échappent totalement au système (traités de manière illégale). La destination (intra ou extra Europe) de ces VHU, considérés comme des déchets dangereux, est mal connue pour l'instant.

Malgré le manque de données sur ce problème, les auteurs (ETCRWM 2008b) estiment qu'ils sont soit traités de manière illégale dans leur pays de désimmatriculation[20], soit exportés en dehors et traités de manière illégale en Europe (Slovénie, Pologne, Lituanie), en Afrique (Gabon, Nigeria) ou en Chine.

Cela pose à l'Europe deux problèmes majeurs :
- dans le cas des VHU traités en dehors de l'Europe, les matières contenues dans les VHU transitant via les marchés parallèles ne sont ni récupérées, ni recyclées. Leur valeur économique est donc perdue.
- dans tous les cas, les pollutions environnementales sont inconnues et non contrôlées.

4.2. Composition typique et valeur économique d'un véhicule

4.2.1. Composition matière

Une grande diversité de matériaux [21] différents composent un véhicule automobile neuf, que l'on retrouvera dans les filières de traitement lors de sa fin de vie.

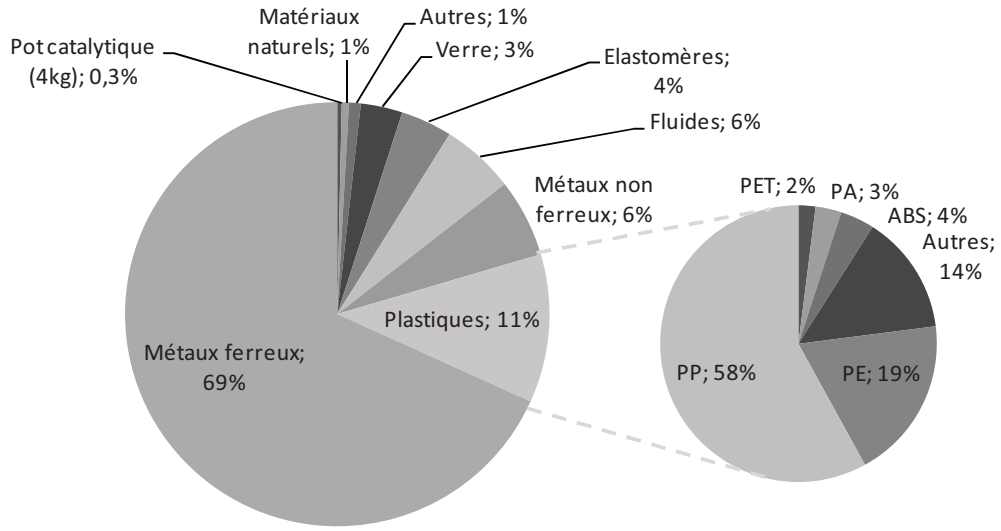


Figure 15 : Proportion entre les différentes familles de matériaux pour un véhicule neuf (Modèle Clio III, Source RENAULT)

[20] L'ADEME (ADEME 2010) relève le statut prépondérant des filières illégales internes dans trois pays :
- Allemagne : 650000 VHU/an (soit 1,4 fois le nombre de VHU traités dans la filière légale)
- Belgique : 169000 VHU/an (soit 1,3 fois la filière légale)
- Finlande : 72000 VHU/an (soit 5 fois la filière légale)
- Pologne : 840000 VHU/an (soit 5,6 fois la filière légale)

21 La notion de « matériau » est définie par « Matière servant à la fabrication ; Produit destiné à être employé et transformé par l'activité technique. » (Petit Robert 2006)

La Figure 15 présente les proportions entre les différentes familles de matériaux présentes dans un véhicule commun (Renault CLIO III), pesant 1200kg.
Les métaux ferreux sont les constituants principaux, suivis des plastiques. Parmi les plastiques, la famille la plus utilisée est celle des polypropylènes (PP), plastique usuel de grande consommation, tous secteurs industriels confondus. D'après un rapport de l'association des producteurs de plastiques européens (APME 2010), le polypropylène (PP) est le plastique le plus utilisé aujourd'hui en Europe (19% des 45 millions de tonnes annuelles).

A une échelle plus détaillée, à l'intérieur de ces familles, on distingue une grande diversité de matériaux différents.
- Par exemple, au sein de la famille des métaux ferreux, on trouvera plusieurs types d'aciers, selon la fonction de la pièce (direction, injection, liaison au sol, transmission)[22].
- De la même manière, au sein des métaux non-ferreux, on trouvera plusieurs types d'alliages d'aluminium, utilisés selon l'application (jantes, pièces de structure, écrans thermiques)[23].
- Pour les plastiques, la situation est identique. La famille Polypropylènes contient par exemple plusieurs types de PP, dont les charges varient, selon l'application désirée (exemples : PP-TD5[24] ; PP-TD40[25] ; PP-GF30[26]).

Cependant, même si la diversité des matériaux employés est grande et peut varier en fonction du constructeur, les proportions entre les grandes familles (métaux, plastiques, verre, etc.) restent sensiblement identiques (ACEA 2005).

[22] Source RENAULT et Ascometal (fournisseur d'aciers spéciaux pour l'industrie automobile _ http://www.ascometal.com/acier-automobile--12941.html)
[23] Source RENAULT et Montupet (fournisseurs de pièces en aluminium pour l'automobile _ http://www.montupet.fr/)
[24] Polypropylène homopolymère chargé à 5% en poudre de talc
[25] Polypropylène homopolymère chargé à 40% en poudre de talc
[26] Polypropylène homopolymère chargé à 30% en fibres de verre

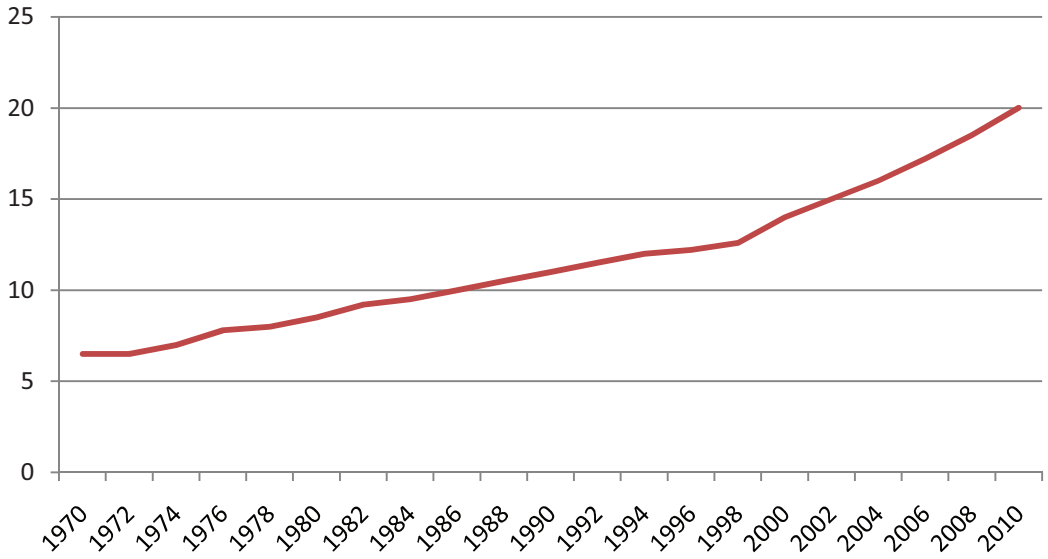


Figure 16 : Part (%) des matières plastiques par rapport au poids moyen d'un véhicule (Source Groupement Plasturgie Automobile (GPA))

Sur cette répartition matière, on remarque que depuis 1970, la proportion de matériaux plastiques dans les véhicules augmente (Figure 16), et ce pour plusieurs raisons :

- **Allègement** : Moins lourds que la plupart des autres matériaux, ils remplacent ceux-ci lorsque c'est possible[27] et permettent d'alléger le véhicule et de consommer moins de carburant lors de l'utilisation. Cette volonté d'alléger les véhicules produits est due, d'une part aux réglementations sur les émissions de plus en plus strictes, et, d'autre part, aux alourdissements engendrés par l'ajout de nouvelles fonctionnalités (confort à bord, sécurité, visibilité, etc.).

Parmi les plastiques, on citera plus particulièrement le cas des matériaux composites[28] qui permettent d'obtenir des fonctionnalités et géométries très intéressantes dans beaucoup de cas. Bien que leur proportion augmente elle aussi sensiblement depuis quelques années, leur prix reste souvent un frein à leur utilisation pour des véhicules automobiles courants de moyenne gamme.

[27] On voit par exemple sur la plupart des véhicules produits par les constructeurs français la tôle métallique des ailes avant remplacée par du plastique. Comme autres exemples on pourra citer certaines pièces de structures comme la poutre arrière (fixée à la caisse) remplacée par du polypropylène (PP), certaines pièces du moteur (carter) traditionnellement en fonte remplacées par du polyamide (PA) ou les réservoirs à carburant habituellement en tôle remplacée par du polyéthylène (PE).

[28] Constitués de plusieurs composants ou matériaux différents, comme les plastiques renforcés en fibre de carbone ou les matériaux multicouches tels que le Sheet Modelling Compound (SMC).

- **Design** : Ils permettent une plus grande liberté lors du design et de la mise en forme, en proposant une palette importante de textures, couleurs et aspects difficiles à obtenir avec d'autres matériaux.

- **Technicité** : Ils peuvent avoir des caractéristiques techniques plus intéressantes dans certains cas, surtout dans les espaces contraints imposés par la géométrie du véhicule. Ils permettent par exemple de gagner en épaisseur et libèrent ainsi de la place pour d'autres fonctionnalités.

L'ensemble de ces matériaux sont assemblés lors de la fabrication des véhicules et se retrouveront dans les VHU. Les techniques d'assemblage sont variées et changent souvent d'un véhicule à l'autre. Les matériaux peuvent ainsi être collés, soudés, vissés, clipsés, emboîtés, etc. L'ensemble de ces matériaux et produits vont vieillir ensemble lors de la phase d'utilisation du véhicule, et arriver en fin de vie.

4.2.2. Valeur matière initiale

Connaissant la répartition matière d'un véhicule neuf (voir Figure 15), il est possible de déterminer la valeur potentielle des matériaux qu'il contient.

Famille	**Matériau**	**Valeur 2010 (€/kg)**	**Hypothèse d'achat**
Métaux ferreux	Acier	0,45	50%Tôle laminée à chaud 50% Acier plein
Métaux non ferreux	Aluminium	2,4	Aluminium laminé
	Cuivre	8,6	Fil
Verre	Verre	1	Verre plat
Elastomères	Elastomères	2	Granulé
Fluides	Huile	2	-
	Essence	1	-
Matériaux naturels	Coton	2	Balle
Plastiques	PP	1,2	Granulé faiblement chargé
	PE	1,4	Granulé non chargé
	PET	1,6	Granulé non chargé
	PA	2,3	Granulé faiblement chargé
	ABS	1,2	Granulé faiblement chargé
Pot catalytique	(valeur pièce)	50 / pièce	Valeur moyenne sur types de motorisation

Table 3 : Valeur des différents matériaux pour un véhicule neuf (Sources LME / Fédération des Industries Mécaniques / Chambre Syndicale des Emballages en Matière Plastique / RENAULT)

On construit ici un tableau récapitulatif (Table 3) des valeurs d'achats moyennes (sur l'année 2010) pour les principaux matériaux rentrant dans la composition d'un véhicule neuf (d'après la composition matière typique vue en 4.2.1-p.50). En raison de la grande diversité d'alliages, de charges et de mises en forme possibles pour le produit final, on ne considère que le matériau sous sa forme initiale lors de l'achat (Hypothèse d'achat), avant la mise en forme pour obtenir la pièce.

Les estimations de prix sont issues de sources d'informations différentes. Celles fournies par les organismes financiers (LME), les fédérations (des Industries mécaniques, des emballages en matière plastiques) et les services achats de RENAULT, nous sont apparues comme les plus fiables[29].

On évalue suite à cette estimation que la **valeur matière initiale** du véhicule pris en exemple (Modèle ClioIII Renault), pesant exactement 1213kg, est de **1077€**.

Cette estimation est la limite basse. Même si elle tient compte de la valeur du pot catalytique, qui contient des platinoïdes (Rhodium, Palladium, Platine), elle ne tient pas compte des métaux précieux et terres rares présents en faible quantité dans les composants électroniques, écrans LCD, etc.

[29] Les valeurs sont fournies sur les sites internet de ces organismes et fédérations, et régulièrement mises à jour.

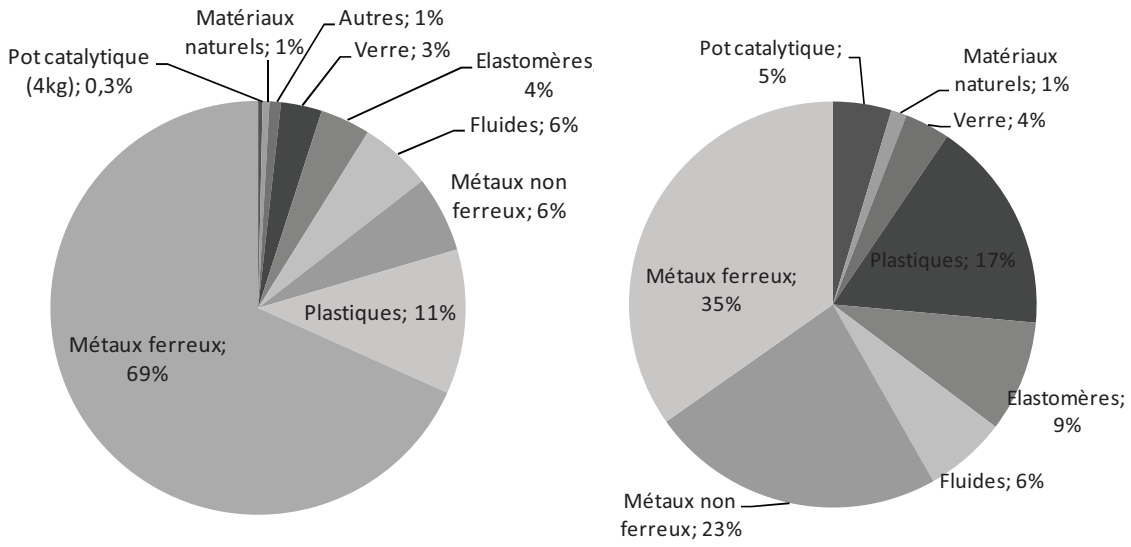


Figure 17 : Comparaison entre la répartition massique et la répartition de valeur économique des différents matériaux pour un véhicule neuf (Modèle Clio III, Source RENAULT)

On ramène cette estimation aux matériaux constituant le véhicule, pour obtenir la répartition de valeur économique des matériaux dans un véhicule neuf (Figure 17).

Les métaux ferreux représentent la plus grande part de sa valeur, soit 35% du véhicule. Cette proportion de valeur économique est cependant beaucoup plus faible que leur proportion massique (69%). Les métaux non ferreux représentent eux aussi une grande part de la valeur (23%) comparé à leur proportion massique (6%). Les plastiques constituent la troisième plus grande proportion de valeur du véhicule (17%), pour une proportion en masse de 11%. On constate pour finir que le pot catalytique représente 5% de la valeur économique du véhicule, alors qu'il ne représente que 0.3% de son poids.

4.2.3. Valeur matière finale

De la même manière que l'on peut déterminer la valeur potentielle des matériaux contenus dans un véhicule neuf, il est possible, en fixant des hypothèses, de déterminer la valeur des matériaux contenus dans un véhicule en fin de vie, lorsqu'il est à l'état de véhicule hors d'usage.

Famille	Matériau	Valeur 2010 (€/kg)	Hypothèse Fin de vie
Métaux ferreux	Acier	0,2	Ferraille E40 (voir note de bas de page n°37, p.66) > 200€/T en moyenne
Métaux non ferreux	Aluminium	1,68	Rebroyé > 70% valeur d'origine
	Cuivre	6,02	Rebroyé > 70% valeur d'origine
Verre	Verre	0,15	15% récupéré
Elastomères	Elastomères	≈0	100% Mis en décharge
Fluides	Huile	0,97	50% régénéré / 50% Valorisé énerg.
	Essence	0,47	(on considère que le réservoir du VHU est rempli à moitié) 50% régénéré / 50% Valorisé énerg.
Matériaux naturels	Coton	≈0	100% Mis en décharge
Plastiques	PP	0,05	20% recyclé / 80% mis en décharge
	PE	0,05	20% recyclé / 80% mis en décharge
	PET	≈0	100% Mis en décharge
	PA	0,02	10% recyclé / 90% mis en décharge
	ABS	≈0	100% Mis en décharge
Pot catalytique	(valeur pièce)	30/pièce	100% recyclé, Valeur moyenne de rachat

Table 4 : Valeur des différents matériaux contenus dans un véhicule en fin de vie (Sources LME[30] / INSEE / Fédération des Industries Mécaniques / Chambre Syndicale des Emballages en Matière Plastique / RENAULT / ADEME / (http://euro.recycle.net) / (http://www.recycleinme.com))

Dans le tableau récapitulatif (Table 4), on évalue la valeur en fin de vie pour chacun des matériaux. De la même manière que pour la valeur initiale (Table 3), où des hypothèses d'achats avaient été prises, ici des hypothèses de fin de vie sont fixées arbitrairement, en synthétisant les données disponibles dans la littérature. On fixe ainsi pour chaque matériau une destination (recyclage / valorisation énergétique / mise en décharge), associée à un coût de traitement.

On prend trois hypothèses supplémentaires pour cette estimation :

- On ne tient pas compte des matériaux précieux présents en faible quantité dans certaines pièces (terres rares, métaux précieux).
- On ne tient pas compte de la valeur fonctionnelle de chaque pièce [31].
- On ne tient pas compte de la conception détaillée (mise en forme des pièces, méthodes d'assemblage des composants) de chaque pièce du véhicule prit en exemple (ClioIII), mais uniquement des matériaux présents en grande quantité.

[30] London Metal Exchange (www.lme.com)

[31] Valeur que peut représenter la pièce pour quelqu'un qui souhaite utiliser ses fonctionnalités (réutilisation) et non son contenu matière.

On évalue suite à cette estimation que la **valeur matière finale** du véhicule pris en exemple (Modèle ClioIII Renault), est de **406€**.

Cette estimation, bien que pouvant être affinée, nous donne une **bonne vision de la valeur matière que l'on pourrait récupérer aujourd'hui**, en utilisant les filières de traitement existantes.

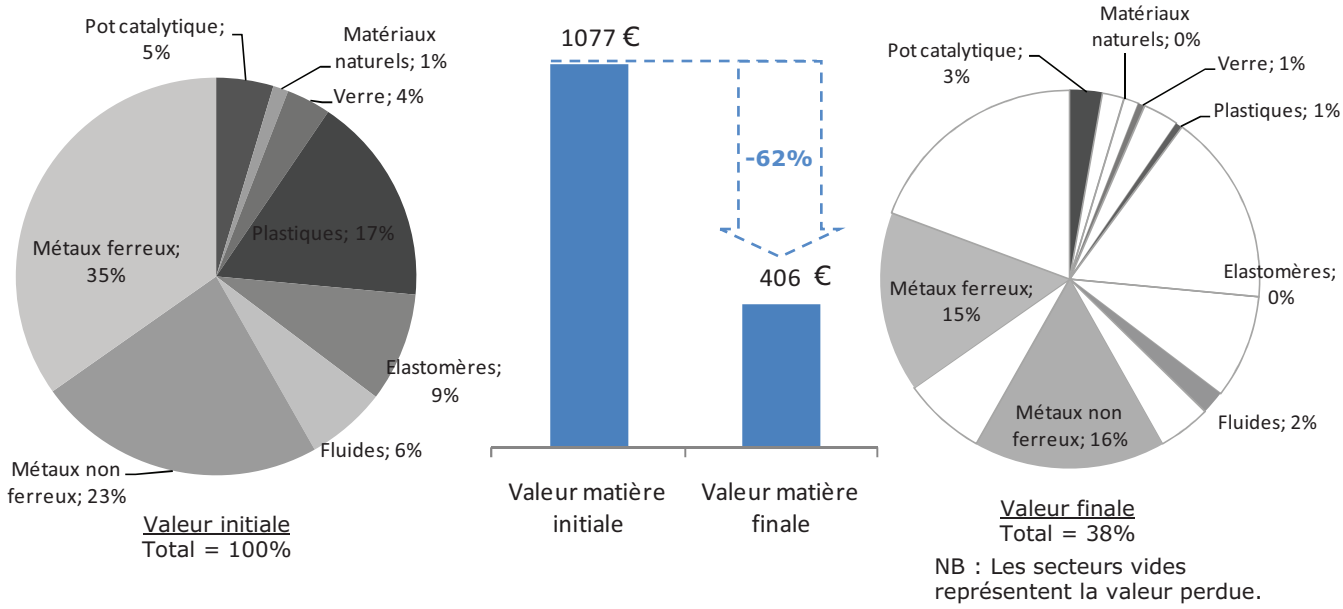


Figure 18 : Comparaison entre la valeur matière initiale et finale des différents matériaux pour un véhicule de moyenne gamme (Modèle Clio III, Source RENAULT)

Si l'on compare (Figure 18) la valeur initiale (1077 euros) à la valeur finale (406 euros), on constate que la perte de valeur économique entre le début et la fin de vie du véhicule est très forte : elle **chute de 62%**. Autrement dit, selon notre estimation, **seulement 38% de la valeur des matières contenues dans le véhicule est récupérée en fin de vie**.

Dans cette proportion, on constate que les métaux (ferreux et non-ferreux) représentent la plus grande partie de la valeur finale du véhicule (Figure 18, diagramme sectoriel de droite). Leurs valeurs diminuent cependant, passant de 35% à 15% pour les métaux ferreux, et de 23% à 16% pour les métaux non-ferreux. Cela s'explique par le fait que les matières sortantes sont de qualité moindre.

On note par ailleurs que la valeur des matériaux naturels et élastomères est totalement perdue. Ces matières sont en effet mélangées à d'autres lors de la fin de vie du véhicule, et la valeur potentielle des matériaux ne couvre pas le prix des procédés de tri pour le recyclage.
Quant aux plastiques, ils passent de 17% de la valeur initiale du véhicule à 1% en fin de vie. Le taux de recyclage des plastiques est à l'heure actuelle très faible car les plastiques sont mélangés, et les techniques de valorisation existantes ne permettent pas non plus de dégager la valeur des matériaux.

4.2.4. Problème avéré : Perte de valeur économique

Cette constatation de perte de valeur nous amène à poser le premier Problème avéré[32] de notre travail de recherche.

Problème avéré n°1 : Perte de valeur économique

Les matières issues du traitement fin de vie d'un véhicule hors d'usage ont une valeur économique bien inférieure à celle des matières utilisées lors de la fabrication du véhicule neuf. Il y a une perte de valeur économique estimée à 62% entre ces deux phases du cycle de vie.

[32] Dans le présent mémoire, nous définissons un "Problème avéré" comme une situation gênante ou bloquante (du point de vue technique, systémique ou économique) pour la valorisation des VHU, ou apparaissant illogique du point de vue du contexte environnemental et économique présenté en Partie 1.

4.3. Les filières européennes de traitement des VHU

4.3.1. Définitions générales

D'après la directive VHU (EC 2000) et les travaux disponibles dans la littérature (ADEME 2003; Bellmann & Khare 2000a; Ferrao & José Amaral 2006; M.A. Reuter et al. 2006a; Schultmann et al. 2006; ADEME 2009), on observe un consensus dans la représentation des filières de valorisation, en général pour les produits hors d'usage et plus particulièrement pour les VHU.

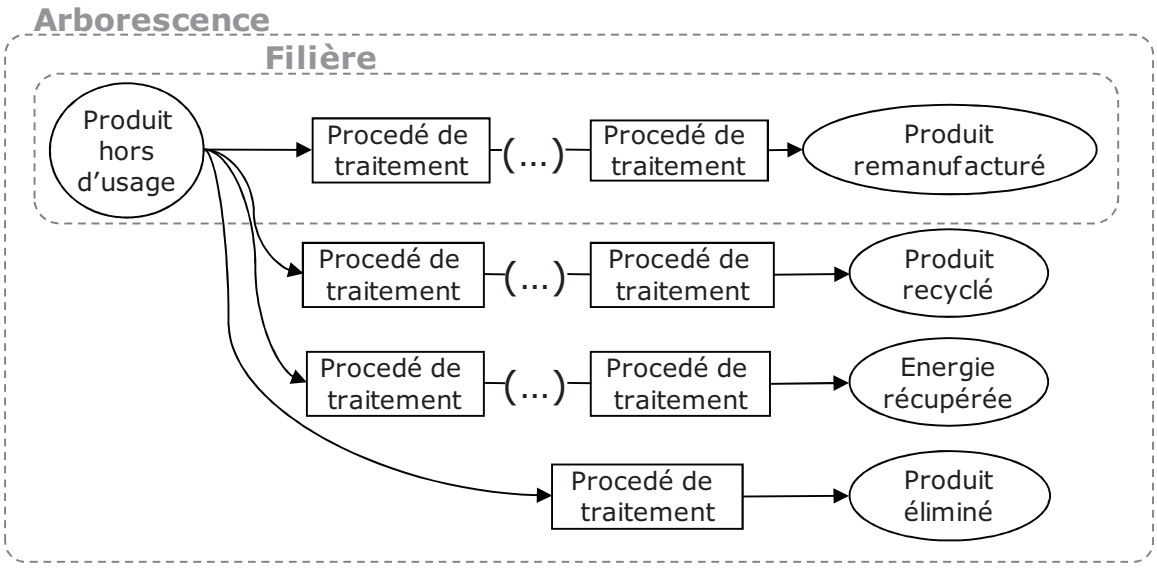


Figure 19 : Représentation usuelle des filières de traitements pour un Produit Hors d'Usage

Basés sur ces références bibliographiques, nous proposons ici les définitions d'objets élémentaires, constituant les filières de traitement. L'agencement de ces objets élémentaires (Figure 19), quelque soit le produit hors d'usage, permet de représenter tout type de filière de traitement.

4.3.1.1. Produit hors d'usage

La définition commune d'un déchet est "*Résidu impropre à la consommation, inutilisable (et en général sale ou encombrant)*" (Petit Robert 2006).
Une autre définition est donnée par la Directive européenne relative aux déchets (EC 2008) : "*toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire*"

Dans notre cas, un "Produit hors d'usage" est une pièce ou autre produit sorti de la phase "Utilisation" et entré dans la phase "Fin de vie" de son cycle de vie, donc bien considéré comme un déchet (ex : VHU, DEEE).

4.3.1.2. Procédé de traitement

Un "procédé" est définit communément comme une "*méthode employée pour parvenir à un certain résultat (procédé technique, industriel)*" (Petit Robert 2006). D'après la directive VHU (EC 2000), un "traitement" désigne "*toute activité intervenant après que le véhicule hors d'usage a été remis à une installation de dépollution, de démontage, de découpage, de broyage, de valorisation ou de préparation à l'élimination des déchets broyés ainsi que toute autre opération effectuée en vue de la valorisation et/ou de l'élimination du véhicule hors d'usage et de ses composants*".
Nous proposons ici la définition de "Procédé de traitement", comme une étape de transformation, de tri ou de transport d'un Produit hors d'usage, pouvant être décrite comme un procédé industriel (ex : Dépollution, Démontage, Broyage, Flottaison, Extrusion, etc.).

4.3.1.3. Produit final

On définit le "Produit final" comme étant le résultat ultime d'un ou plusieurs Procédés de traitement successif, partant du Produit hors d'usage. Il désigne le dernier produit résultant du traitement, qui du point de vue réglementaire (Directive VHU) est considéré comme remanufacturé, recyclé, valorisé énergétiquement ou éliminé. Il est intégré dans le calcul des taux de valorisation de la directive.

On distingue 4 types de produits finaux :

- Produit remanufacturé : produit étant passé par une filière l'ayant remis à niveau, étant prêt à être réutilisé dans la même fonction (iso-fonction) ou dans une autre (ex : pare-choc, carter de photocopieuse). Subramoniam et al. (2010) définissent le remanufacturing comme le procédé industriel où le produit hors d'usage est réintégré dans la phase utilisation de son cycle de vie.

- Produit recyclé : produit étant passé par une filière de traitement, l'ayant recyclé pour son contenu matière. La matière obtenue est utilisable dans la fabrication d'un nouveau produit (ex : polypropylène recyclé). D'après la directive déchets (EC 2008), le recyclage est défini comme " *toute opération de valorisation par laquelle les déchets sont retraités en produits, matières ou substances aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Cela inclut le retraitement des matières organiques, mais n'inclut pas la valorisation énergétique, la conversion pour l'utilisation comme combustible ou pour des opérations de remblayage.*"

- Produit valorisé énergétiquement : Produit incinéré ou dégradé thermiquement dont on a récupéré le contenu énergétique par la chaleur de combustion. On comptabilise ici le contenu énergétique obtenu par la valorisation thermique du produit[33].

NOTE : La "Valorisation" englobe les trois notions "Remanufacturing", "Recyclage" et "Valorisation énergétique". La notion de "Valorisation" est définie par "toute opération dont le résultat principal est que des déchets servent à des fins utiles en remplaçant d'autres matières qui auraient été utilisées à une fin particulière, ou que des déchets soient préparés pour être utilisés à cette fin, dans l'usine ou dans l'ensemble de l'économie" (EC 2008).

- Produit éliminé : produit non valorisé, à savoir non remanufacturé, non recyclé et non valorisé énergétiquement. Le produit éliminé est placé en décharge ou incinéré sans valorisation énergétique.

4.3.1.4. Filière

La définition générale d'une filière est "*Ensemble des activités productrices qui, de l'amont à l'aval, alimentent un marché final déterminé*" (Petit Robert 2006). Elle convient bien au sens que nous voulons donner ici :
C'est la séquence de un ou plusieurs Procédés de traitement, conduisant d'un Produit hors d'usage à un Produit final (remanufacturé, recyclé, valorisé énergétiquement ou éliminé).

[33] On mesure la quantité de chaleur dégagée par le Pouvoir Calorifique Intérieur (PCI) d'une unité de matière combustible. Il est exprimé en kJ/kg (kilojoule par kilogramme).

4.3.1.5. Arborescence

Une "Arborescence" est définie comme étant l'agglomération de plusieurs filières à partir d'un Produit hors d'usage. Elle représente l'ensemble des possibilités de traitement pour un Produit hors d'usage.

4.3.2. Vue globale des filières de traitement des VHU

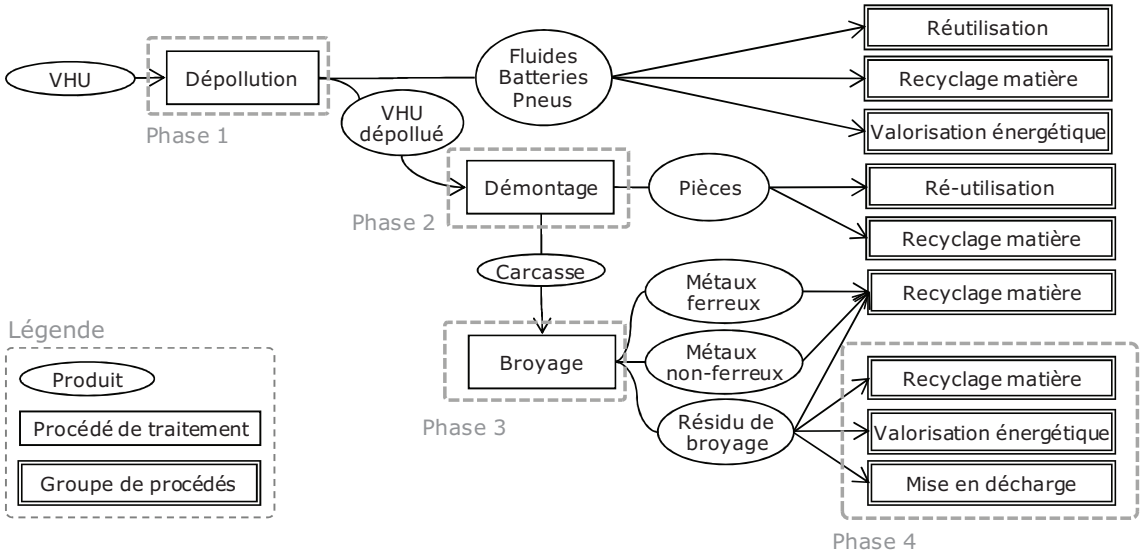


Figure 20 : schématisation du traitement d'un VHU

Nous pouvons utiliser les objets élémentaires définis au paragraphe précédent pour fournir une représentation des filières de traitement d'un VHU. Le traitement se fait en quatre grandes phases : la dépollution, le démontage, le broyage et le traitement des résidus de broyage (Figure 20).

4.3.2.1. Dépollution (Phase 1)

Cette première phase de traitement d'un VHU est obligatoire car réglementaire pour tous les véhicules. Elle consiste à mettre en sécurité la voiture et à la dépolluer. Durant cette phase,

- les airbags sont neutralisés afin de sécuriser les opérateurs lors du traitement du véhicule
- les différents fluides (carburant, huile, liquide de freins, de refroidissement,...) sont vidangés pour éviter les écoulements dans le sol

- les différentes pièces dangereuses pour l'homme ou l'environnement sont récupérées (pot catalytique, pneus, lampes au mercure, batterie) (Figure 21)



Figure 21 : Unité de dépollution mobile (Source Re-Source Industries) et pièces pouvant être extraites lors de la phase de dépollution (Pot catalytique et batterie de démarrage, Source RENAULT)

Même si un certain nombre de pièces entières et encore fonctionnelles peuvent être extraites dans cette étape, certaines ne sont pas réutilisables en fabrication (après remanufacturing), car ce sont des pièces de sécurité (ex : airbag). La directive VHU interdit en effet le réemploi des pièces de sécurité.

4.3.2.2. Démontage (Phase 2)

Deux types de pièces peuvent être extraits de cette étape par les déconstructeurs automobiles[34] :

- les pièces destinées à la réutilisation (planche de bord, pare-chocs, sièges) : elles sont choisies suivant le rapport entre leur valeur sur le marché de l'occasion (après remise à niveau éventuelle) et leur temps de traitement (extraction du véhicule puis reconditionnement). Il doit s'agir en général de pièces non endommagées facilement réparables et pas encore obsolètes.

[34] Les faits exposés dans ce paragraphe sont issus d'observations générales réalisées pendant la période de recherche, en particulier sur l'activité du déconstructeur automobile Re-Source Industries, situé à Romorantin (41200). (http://www.re-source-industries.fr/)

- les pièces destinées au recyclage matière : elles sont choisies d'une part parmi celles qui ont les matériaux ayant le plus de valeur sur les marchés secondaires (aluminium, cuivre, pots catalytiques) et d'autre part suivant le rapport entre leur masse et leur temps d'extraction. En effet, plus une matière est longue à extraire du véhicule, plus son coût d'extraction est élevé[35].

Pour les deux types de pièces, ces valeurs calculées conditionnent la rentabilité de l'opération du point de vue économique.

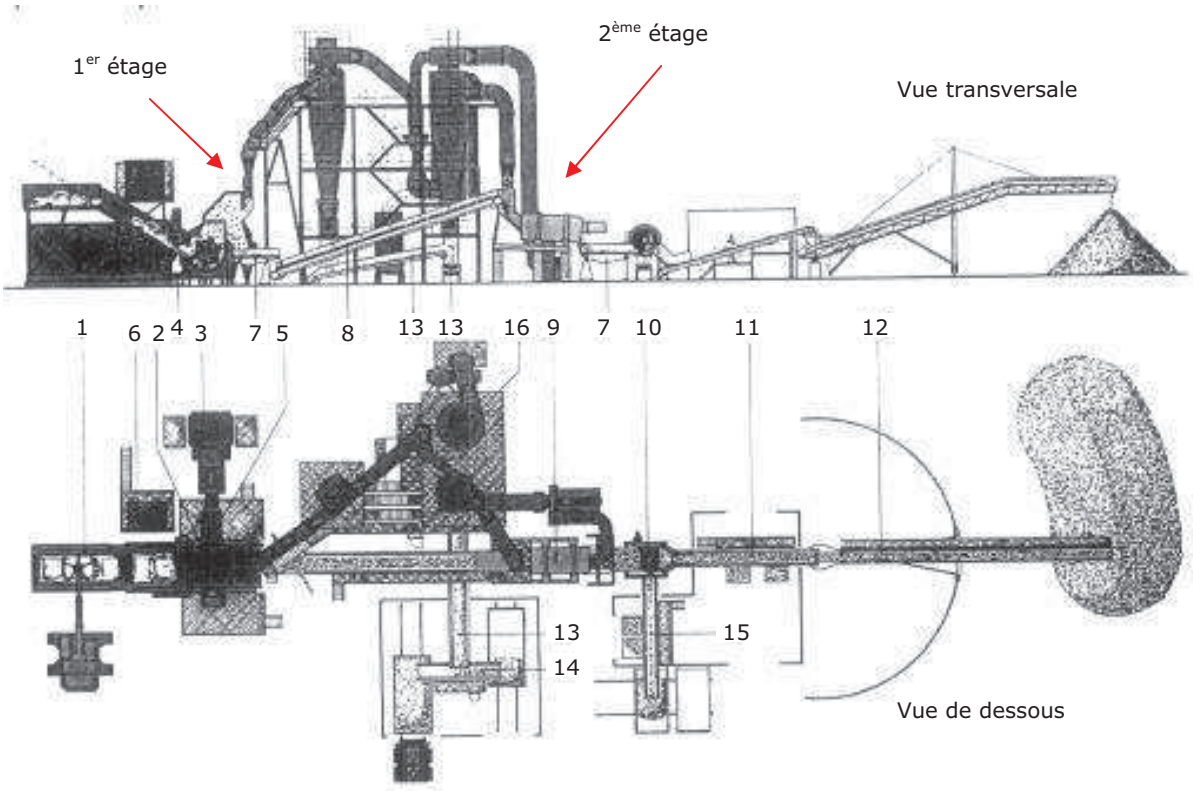


Figure 22 : Opération de démontage et exemples de pièces pouvant être extraites (Bouclier arrière, Source RENAULT)

4.3.2.3. Broyage (Phase 3)

Suite à un démontage (plus ou moins poussé), la carcasse de la voiture est broyée dans un broyeur de forte puissance[36].
Les matériaux sont ensuite séparés suivant leur type (métaux ferreux, métaux non ferreux et résidus de broyage). Le broyage, qui concerne la partie la plus importante en masse du traitement des VHU, a pour objectif de séparer les métaux avec les non-métaux, et des métaux entre eux. La fraction broyée sort à travers un crible avec une taille maximale de 100 à 150 mm.

[35] Coût d'extraction = Temps d'extraction x Taux horaire main d'oeuvre
[36] Le groupe METSO commercialise par exemple des broyeurs de la gamme Lindemann, dédiés aux VHU, fournissant une puissance allant de 1250 à 10000CV (source METSO 2010).



1. Entrée des VHU
2. Broyeur
3. Moteur principal
4. Absorbeur de vibrations
6. Cabine de contrôle
7. Convoyeur vibrant
8. Convoyeur
16. Aérocyclone
9. Crible tambour pour enlever les fines
10. Séparateur magnétique
11. Poste manuel d'extraction de l'acier
12. Convoyeur de décharge des métaux
13. Convoyeur des poussières
14. Convoyeur de décharge des poussières
15. Convoyeur des Métaux Non Ferreux

Figure 23 : Vue schématique d'une unité de broyage et tri post-broyage pour les VHU (Source METSO 2010 / NOVA CONCEPT)

Les broyeurs de forte puissance utilisés pour les VHU possèdent un système d'extraction des poussières à 2 étages (Figure 23). Le broyage engendre une forte élévation de la température (d'où le danger lorsque l'essence est encore présente), atténuée par la présence du premier étage (enlevant les poussières très fines ou les matériaux très légers), qui sert aussi de système de ventilation. Le deuxième étage sert, quant à lui, à l'extraction des matériaux légers non métalliques, comme les plastiques, les mousses, les textiles, les feuilles, etc. Cette fraction est appelée Résidu de Broyage Automobile (RBA).

Une installation industrielle typique de broyage contient une unité de séparation magnétique, de séparation par air, et de séparation par courant de Foucault (servant à la séparation des métaux non ferreux). Les métaux ferreux récupérés par les systèmes de tri magnétique entrent dans la catégorie E40 du

classement des ferrailles[37]. Ils sont revendus à des aciéristes pour être recyclés. Les métaux non ferreux (aluminium, cuivre, magnésium) sont extraits suivant différentes méthodes (tri par flottaison, par courant de Foucault) et recyclés en métallurgie. D'après R&R magazine (2007), la séparation et l'amélioration des métaux sortants sont à l'heure actuelle au point, rentables et répandues, en raison de la valeur des ferrailles sur les marchés secondaires.

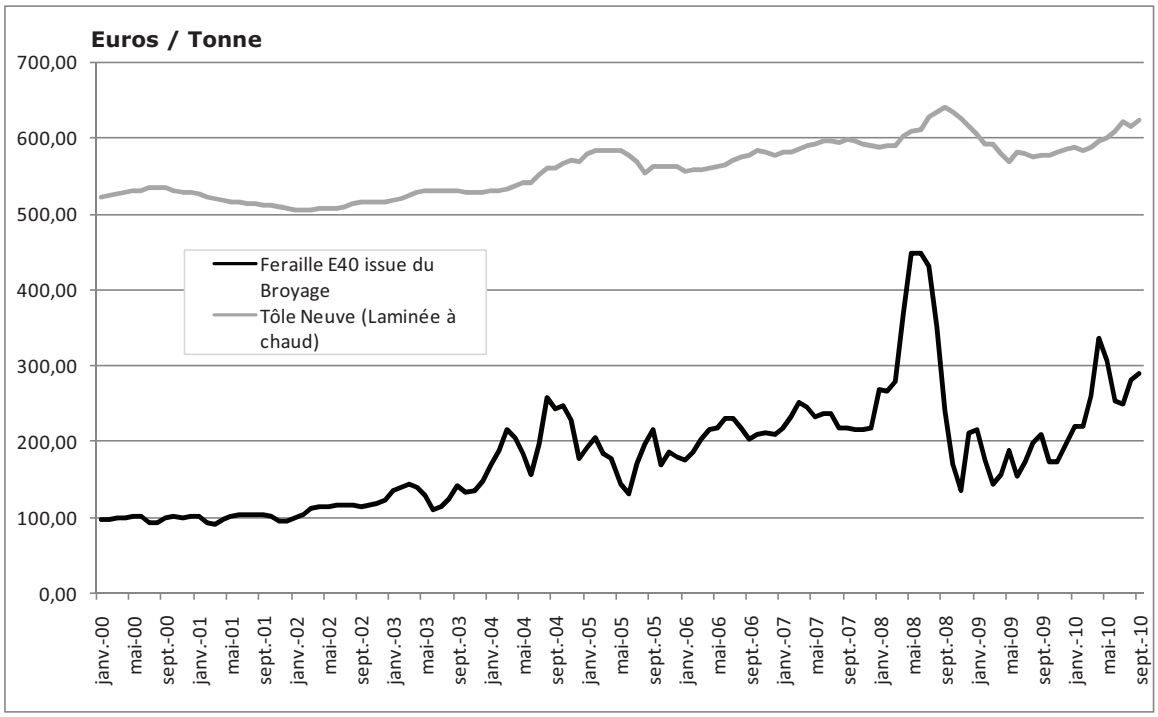


Figure 24 : Cours de la ferraille E40 et de la tôle laminée à chaud sur le marché européen (Source EUROFER / ArcelorMittal / INSEE / Fédération Française de l'Acier)

Nous proposons dans la Figure 24 une représentation graphique du cours de la tôle neuve[38], comparé au cours de la tôle en fin de vie, la ferraille E40, à partir d'informations fournies par les fédérations professionnelles (EUROFER et Fédération Française de l'Acier) et l'INSEE.

En comparant les deux courbes obtenues, on remarque que bien que l'opération de broyage des VHU pour revente de la ferraille est rentable, la

[37]La catégorie E40 désigne les "Ferrailles broyées". Ce sont des vieilles ferrailles déchiquetées en morceaux n'excédant pas 200 mm dans leur plus grande dimension pour 95 % du lot. Aucun constituant, dans les 5 % restant, ne doit excéder 1000 mm. Elles doivent être préparées de façon à assurer un chargement direct. Les ferrailles doivent être exemptes d'humidité excessive, d'ajout de fonte fragmentée et de produits incinérés (de boîtes étamées en particulier). Elles doivent être exemptes de cuivre métallique (maximum 0,25%), d'étain (max 0,02%), de plomb (et leurs alliages), et de stériles (maximum 0,4%) pour être conformes aux limites analytiques visées. Elles doivent avoir une densité minimum de 0,9. (Source EUROFER)

[38] On se base ici sur la valeur de la Tôle laminée à chaud, qui est largement utilisée dans l'automobile, en particulier pour les éléments de carosserie (capot moteur, portes, toit). D'autres types d'aciers sont utilisés pour les pièces pleines (blocs moteurs) ou de structure (longerons, essieux).

valeur de cette ferraille obtenue après le broyage est nettement inférieure à la valeur de l'acier utilisé lors de la conception. On évalue que sur une période de 10 ans (2000 à 2010), la valeur de la ferraille issue du broyage représente en moyenne 32% de la valeur de la tôle neuve. Partant de ce chiffre, on peut supposer que la marge de progrès est encore grande pour accroître la rentabilité d'un VHU à la fin de son cycle de vie.
On peut avancer l'hypothèse que des processus de tri plus poussés et une conception plus intelligente des pièces permettraient par exemple d'enlever le Cuivre, l'Etain ou autres polluants de l'acier. Cela permettrait de purifier les fractions triées et d'accroître leur valeur de revente, donc la rentabilité de l'opération.

D'après nos propres observations effectuées sur le terrain pendant la période de recherche[39], et une étude sur les aspects économiques du traitement des VHU (ADEME 2003), on note que le recycleur joue systématiquement sur la flexibilité de ses installations, et choisit ses entrées pour obtenir des produits de sortie à forte valeur ajoutée. Ainsi, il pourra broyer alternativement ou en mélange des VHU, mais aussi des produits blancs[40], des DEEE et autres flux de déchets. Economiquement parlant, un broyeur dédié uniquement aux VHU est moins flexible qu'un broyeur traitant toutes sortes d'entrées, et donc moins rentable. C'est un paramètre important à considérer : les matériaux broyés issus de l'automobile pourront en fin de vie être mêlés à des matériaux broyés issus d'une multitude d'autres sources.

Le produit appelé Résidu de Broyage Automobile (RBA), vu précédemment, n'existe donc pas dans la réalité. Les broyeurs parlent de Résidu de Broyage (RB).

4.3.2.4. Traitement des résidus de broyage (Phase 4)

Cette dernière étape regroupe l'ensemble des possibilités techniques de traitement pour le résidu de broyage (Figure 25 et Figure 26) :
- recyclage matière
- valorisation énergétique
- mise en décharge
- incinération (sans valorisation énergétique)

[39] Dans les sociétés possédant un broyeur automobile GALLOO (France), DERICHEBOURG (France), COMETSAMBRE (Belgique), BAUDELET (France)
[40] Réfrigérateurs, Machines à laver, etc.



Figure 25 : Fractions de résidu de broyage en cours de séparation (Opérateur : Galloo Metal, Halluin)



Figure 26 : Fraction plastique du résidu de broyage (Opérateur : Galloo Metal, Halluin)

Le résidu de broyage (Figure 25) peut être trié pour récupérer certaines fractions, comme les plastiques (Figure 26), qui seront recyclés ou valorisés énergétiquement.

Pour les polymères, les techniques de tri sont mises en œuvre par voie humide. Le procédé le plus répandu est le tri par flottaison, qui utilise les différences de densité entre matériaux. La fraction à trier est plongée dans un bain dont la densité est connue. La fraction flottée est celle qui contient les matériaux ayant une densité inférieure à celle du bain, et la fraction coulée contient les matériaux ayant une densité supérieure. Par coupes densimétriques

successives, on isole une famille de polymères dont on sait qu'ils sont dans la tranche densimétrique ciblée.

Dans le cas où cette séparation ne suffirait pas pour obtenir la fraction désirée (pour les matériaux de même densité), il faut utiliser d'autres propriétés intrinsèques aux matières permettant de les discriminer entre elles que la densité, et pour cela d'autres techniques de tri. A titre d'exemple de technologies prometteuses à l'heure actuelle pour le tri du résidu de broyage, on peut citer le tri par flottation (utilisant les propriétés de surface des matières) et le tri par spectrométrie (utilisant les différences de réponses spectrale des matières à trier).
La partie qui n'est pas triée pour être recyclée est valorisée énergétiquement, ou envoyée en décharge.

4.3.2.5. Problème avéré : Adaptation des filières

Cette description des filières existantes de traitement des VHU en Europe nous amène à poser le second problème avéré de notre travail de recherche :

Problème avéré n°2 : Adaptation des filières.

Les filières de traitement des VHU existantes ne sont développées que pour très peu de matériaux (ferraille E40, aluminium, cuivre et quelques plastiques), alors qu'il y a une grande diversité de matières présentes dans un véhicule lors de sa conception (voir 4.2.1-p.50), et que ces matières peuvent être assemblées de façon complexe ensemble.

4.3.3. Procédés de traitement existants et en développement

4.3.3.1. Classement des procédés

A une échelle plus fine des possibilités de traitement (vue rapprochée et détaillée de chaque "Groupe de procédés" vue en Figure 20-p.62), on relève dans la littérature une multitude de technologies disponibles. Elles sont adaptées à plusieurs types de produits en fin de vie (VHU, DEEE, produits blancs, etc.) et sont plus particulièrement utilisées pour le tri et le traitement du résidu de broyage.

Nous proposons ici de construire un classement de ces technologies en quatre catégories :

- Traitement par voie Humide

(ensemble des procédés de traitement qui utilise de l'eau ou une solution à base d'eau, sous forme liquide ou gazeuse)

- Traitement par voie Sèche

(ensemble des procédés de traitement qui se font en l'absence d'eau)

- Traitement par voie Chimique

(ensemble des procédés qui utilisent des solutions chimiques)

- Traitement Mixte

(ensemble des procédés qui mettent en œuvre plusieurs des catégories précédentes)

Catégorie	Sous-catégorie		Procédés de traitement (exemples)
	Nom	**Détails**	
Humide	Tri densimétrique statique	Tri utilisant les différences de densités.	Flottaison, Fluides supercritiques
	Tri densimétrique dynamique	Tri utilisant le comportement dynamique et les propriétés de surface des matières dans un medium en mouvement.	Flottation, Jig, Jig inverse, Hydrocyclone
	Broyage	Procédés de broyage en milieu humide.	dans l'eau ou autre fluide
Sèche	Tri électrostatique	Tri utilisant les propriétés électrostatiques des matériaux. La fraction à trier est pré-chargée puis triée par une charge permanente. Les différences entre technologies résident dans la méthode de pré-chargement.	Charge Corona haute tension, Charge triboélectrique
	Tri spectrométrique	Tri utilisant l'analyse des spectres des matériaux suite à la transmission ou à la réflexion de rayons lumineux. Cette méthode peut être employée dans le domaine visible, infrarouge, ultraviolet et rayons-X, utilisant le même principe.	Colorimétrie, Proche infrarouge, Infrarouge moyen, Fluorescence X
	Tri mécanique	Techniques de tri utilisant les propriétés mécaniques des matériaux (taille, poids, ductilité).	Tamis, Aérocyclone, Cyclone zig-zag
	Démontage	Tri des pièces ou matières à la main.	Démontage, Dépollution
	Tri des Métaux Ferreux	Techniques de tri utilisant les réactions des métaux ferreux aux champs magnétiques.	Aimant permanent, Electroaimant
	Tri des Métaux	Techniques de tri pour tous métaux (ferreux et non-ferreux)	Courant de Foucault
	Tri par action thermique	Techniques utilisant les différences de comportement des matériaux à la chaleur. Ces techniques peuvent modifier l'aspect extérieur des matières à trier, mais pas leur composition chimique.	Bande transporteuse chauffante, Centrifugeuse chauffante
	Broyage	Tous types de broyages utilisés sous atmosphère sèche. Le broyage peut aussi trier certaines matières, en utilisant les différences de résistances mécaniques.	Broyeur à couteaux, à impact, différentiel,
Chimique	Dissolution	Procédés utilisant des produits chimiques (solvants ou autres) pour décomposer ou modifier un ou plusieurs matériaux contenus dans le flux de déchets. La dissolution peut permettre de revenir au monomère principal pour les plastiques.	Dissolution sélective, Glycolyse, Dépolymérisation
	Décapage	Techniques très similaires à la dissolution, utilisées uniquement pour modifier les surfaces.	Décapage chimique pour revêtement
	Action thermique	Modification de la structure chimique d'un ou plusieurs matériaux du flux de déchets par changement de la température, sans ajout de substance ou produit chimiques.	Extrusion réactive, Pyrolyse

Table 5. Classification des procédés existants de traitement des déchets -d'après (ADEME 2003; ADEME 2006)

En plus de cette classification, les procédés de traitement sont rangés dans des sous-catégories (Table 5). Il faut noter que la plupart de ces technologies viennent de l'industrie minéralurgique (tri des minerais bruts pour extraire les métaux) et ont été progressivement adaptées aux flux de déchets.

Ces procédés peuvent être utilisés pour traiter des pièces issues de VHU, le résidu de broyage, ou les broyats issus de pièces démontées. Nous constatons cependant qu'il n'existe pas de consensus clair dans la littérature pour leur description et leur agencement les uns avec les autres.
La vision globale des filières de valorisation (Figure 20-p.62) **est partagée par tous, mais la vision à échelle plus petite, intégrant les technologies de tri et de traitement** (Table 5) **ne l'est pas.**

On note, de plus, que ces technologies sont à des stades de développement différents. Certaines sont en marche industrielle et leur rentabilité économique est avérée (ex : Flottaison, Broyage), d'autres sont au stade laboratoire ou pilote et leur rentabilité est incertaine pour l'instant (ex : Flottation à la mousse, Jig).

4.3.3.2. Problème avéré : Durée de vie et éco-conception

Cette constatation sur les procédés de traitement en fin de vie nous amène à poser un nouveau problème avéré :

Problème avéré n°3 : Durée de vie et éco-conception

La multitude de technologies de traitement disponibles à différents stades d'évolution (laboratoire, pilote, industriel), et la durée de vie du produit automobile (11 à 15 ans, voir 4.1.1-p.47), font qu'il est très difficile de savoir quelles seront les technologies de traitement qui seront en place lorsqu'un véhicule en cours de conception arrivera en fin de vie. De ce fait, il est difficile d'évaluer sur quels procédés de traitement se baser pour prendre en compte la fin de vie du véhicule lors de sa conception.

4.4. Détails sur le cadre réglementaire européen pour la gestion des VHU

Comme nous l'avons vu précédemment (voir 3.2.5-p.44), il existe un cadre réglementaire européen prévu spécifiquement pour la gestion des VHU, et pour la conception en vue de la valorisation en fin de vie.

4.4.1. La prise en compte de la fin de vie des automobiles : de l'accord cadre aux outils réglementaires actuels

Avant l'apparition des outils réglementaires européens, il existait un cadre au niveau national dans chaque pays de l'union européenne. L'accord-cadre français sur le traitement des VHU du 10 mars 1993 (Accord-cadre 1993), a permis d'initier la démarche dans l'hexagone, réunissant autour d'une même table les différents acteurs :

- constructeurs et importateurs automobiles
- industriels de la démolition, de la récupération et du recyclage
- producteurs de matériaux
- équipementiers automobiles
- ministères de l'industrie et de l'environnement

Les engagements des différents acteurs devaient permettre d'encadrer la gestion des VHU et de promouvoir l'éco-conception des véhicules, soit plus précisément :

- de poursuivre les efforts d'éco-conception en intégrant les contraintes du recyclage très tôt dans les projets
- d'intégrer une quantité croissante de matières recyclées dans les véhicules neufs
- d'assurer une transmission de l'information (matériaux, démontage, marquage des pièces, etc.) entre les différents acteurs de la chaîne (des constructeurs aux démolisseurs et broyeurs), jusqu'au particulier
- de maintenir les conditions de concurrence entre les industriels, avec pour but d'améliorer les techniques de traitement en fin de vie

La responsabilité des différents acteurs a aussi été officiellement partagée et les constructeurs se sont engagés à concevoir des véhicules pouvant permettre une réduction des déchets ultimes de 10% du poids de la voiture, d'ici à 2002.

Même si cet objectif chiffré n'a pas été suivi dans les faits, l'ensemble de la démarche de l'accord-cadre a permis d'aboutir aux réglementations européennes. La directive 2000/53/CE relative aux véhicules hors d'usage à ainsi vu le jour, comportant des thèmes et engagements similaires à l'accord-cadre, suivie de la directive 2005/64/CE quelques temps plus tard.

4.4.2. Réglementation sur la valorisation effective des Véhicules hors d'Usage

La directive européenne 2000/53/CE (EC 2000) s'intitule « Directive relative aux véhicules hors d'usage ».
Elle impose des dates et des objectifs chiffrés relativement à la masse du véhicule :
- 1er janvier 2006 : 80% de recyclage matière et/ou réutilisation, 85% de valorisation totale
- 1er janvier 2015 : 85% de recyclage matière et/ou réutilisation, 95% de valorisation totale

Ces taux doivent être atteints de manière effective (sur le terrain), aux dates indiquées.

En d'autre terme, plus aucun véhicule ne doit être traité en dessous de ces taux. La directive implique par ailleurs la responsabilité des constructeurs automobiles en préconisant la prise en compte des possibilités de valorisation dès la conception du véhicule.

De plus, cette directive demande la mise à disposition des informations permettant d'élaborer une base de données européenne facilitant le traitement des véhicules hors d'usage. La base IDIS (International Dismantling Information System) a ainsi été créée par un consortium regroupant tous les constructeurs et importateurs automobiles européens. Les informations sur les méthodes et outils de démontage des VHU y sont disponibles pour les opérateurs de la fin de vie, via un site internet (www.idis2.com) ou sur support physique (DVD).

Au niveau de la prévention, les états membres ont veillé dans cette directive à ce que les constructeurs :

- Limitent, et dans certains cas interdisent, l'utilisation des substances dangereuses (interdiction du Plomb, Mercure, Cadmium, Chrome VI, sauf exemptions)
- Prennent en compte la simplification du démontage, la réutilisation, la valorisation et plus particulièrement le recyclage lors de la conception des véhicules neufs
- Intègrent une part croissante de matériaux recyclés dans le véhicule afin de développer le marché.

Cette directive a été transposée en droit français dans un décret et sept arrêtés (Source legifrance.gouv.fr).

Il faut de plus noter que d'après le décret 2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets, les VHU sont considérés comme des Déchets Industriels Dangereux (DID), car ils contiennent des liquides et des composants considérés comme des DID. Une fois dépollué (première phase de traitement obligatoire pour un VHU, voir 4.3.2.1–p.62), ce véhicule devient un déchet non dangereux.

4.4.3. Réglementation sur l'homologation des véhicules neufs en vue de leur valorisabilité

La directive RRR[41] 2005/64/CE (EC 2005b) s'intitule « Réception par type des véhicules à moteur au regard des possibilités de leur réutilisation, de leur recyclage et de leur valorisation ».
A la différence de la directive VHU tournée vers l'ensemble des opérateurs de la fin de vie, la directive RRR est exclusivement destinée aux constructeurs automobiles.

La directive RRR impose aux constructeurs de prouver la valorisabilité[42] des véhicules pour permettre leur réception (homologation) et leur commercialisation. L'un des critères de réception est la pertinence de la stratégie de recyclage, devant reposer sur des filières fiables de valorisation.

[41] Re-use, Recycle, Recovery
[42] "Valorisabilité" est terme absent des dictionnaires conventionnels. On en trouve une définition dans la directive RRR(EC 2005b), que nous utiliserons par la suite : "«possibilité de valorisation», le potentiel de valorisation de composants ou de matériaux dérivés d'un véhicule hors d'usage"

Elle impose en particulier aux constructeurs de :

- Collecter les données matériaux tout au long de la chaîne d'approvisionnement des fournisseurs
- Être en mesure de procéder à des synthèses matériaux (déterminer, pour n'importe quel véhicule en circulation, sa composition matière exacte)
- Proposer une stratégie de recyclage basée sur des technologies de valorisation fiables et éprouvées (technologies déjà utilisées à grande échelle, ou dont le développement est visible). Sur ce point précis, les constructeurs et importateurs automobiles européens ont allié leurs efforts au sein du groupe de recherche EUCAR[43], et proposé une liste des technologies de traitement fiables, utilisable par tous.
- Atteindre 95% de taux de valorisation pour le véhicule à priori le plus difficilement valorisable « Worst Case » (Pour un type de véhicule en particulier (ex : MeganeIII), le Worst Case est la version qui est à priori la plus difficilement valorisable. Chez Renault, comme il est difficile voire impossible de s'assurer de la valorisabilité de toutes les versions d'un type de véhicule[44], le constructeur suppose que si la pire version s'avère valorisable, les autres le sont aussi. Le Worst Case est alors défini par la version qui comporte le moins de matériaux métalliques et la plus grande diversité matières[45].)

Cette directive a été transposée en droit français dans un décret et deux arrêtés (Source legifrance.gouv.fr).

4.4.4. Suivi effectif des objectifs réglementaires européens

Au moment où ce travail de recherche est réalisé, nous nous situons entre les deux échéances réglementaires de la directive VHU (2006 et 2015) et nous avons des éléments permettant d'analyser le déploiement effectif des objectifs.

En 2008, l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), a été mandatée par la commission européenne pour vérifier l'application de la directive VHU. Les résultats obtenus après synthèse par l'agence ont été

[43] European Council for Automotive Research & Development

[44] Il existe une grande variété de versions pour un même type de véhicule. En effet, le client final peut choisir sa motorisation (parmi 5 ou 6), son niveau d'équipement (parmi 3 ou 4) et ses options additionnelles (parmi une vingtaine). En plus de cela, il existe parfois des versions originales (éditions limitées, séries spéciales, rééditions, etc.).

[45] D'où l'utilisation du terme « à priori ». Ce postulat s'appuie sur la connaissance qu'a le constructeur automobile de l'efficacité des filières de valorisation. Elle est pour Renault assez proche de la réalité (voir 4.3.2-p.60).

publiés en Avril 2010 et sont issus de données provenant du terrain (déconstructeurs, broyeurs, recycleurs, etc.), correspondant aux chiffres de 2008 (ADEME 2009):

- taux de réutilisation et de recyclage : 79,8 %
- taux de réutilisation et de valorisation : 81,5 %

Les résultats obtenus ne sont pas conformes avec les objectifs 2006 fixés par la directive, ce qui laisse supposer que les objectifs 2015 ne le seront pas non plus. Devant cet état de fait, la cour européenne de justice a condamné la France pour mauvaise transposition de la directive au niveau national (EC 2010).

Un nouveau décret a par la suite été publié au Journal Officiel de la République Francaise le 6 Février 2011, modifiant les anciens décrets de transposition de la directive.

Ce décret stipule que des mesures incitatives ou de rétorsions doivent être prises :

- Les constructeurs automobiles deviennent responsables de la mise en place effective de centre de récupération des VHU (toujours sans frais pour le dernier détenteur).
- Des mécanismes économiques compensatoires vont être mis en place. En cas de déficit des opérations de valorisation, les constructeurs automobiles pourront être obligés de valoriser ou de faire valoriser les VHU.
- Les opérateurs de traitement (déconstructeurs, broyeurs, recycleurs) seront soumis à des obligations de résultats liés à l'atteinte des objectifs réglementaires (85% de réutilisation et de recyclage, 95% de valorisation).

4.4.5. Problème avéré : Risques réglementaires

Ces problématiques liées à l'application de la réglementation nous amènent un nouveau problème avéré :

Problème avéré n°4 : Risques réglementaires.

Bien qu'il existe depuis plus de dix ans un cadre industriel et réglementaire pour la gestion des VHU (voir 4.4.1 et 4.4.2), le premier objectif réglementaire (2006) de la directive européenne VHU n'a pas été atteint (voir 4.4.4). Le deuxième objectif (2015) semble difficilement atteignable pour l'instant.
De plus, bien qu'il existe depuis plus de cinq ans une directive européenne (RRR) pour l'intégration de la valorisabilité lors de la conception des automobiles (voir 4.4.3-p.76), il semble que la quantité et la diversité de matières dans les véhicules neufs augmente (voir 4.2.1-p.50). Il faut donc vérifier que ces tendances n'affectent pas l'atteinte des objectifs réglementaires pour les futurs véhicules.

4.4.6. Problème avéré : Freins à l'éco-conception

Au-delà des problèmes réglementaires, les défauts apparents du déploiement de l'éco-conception posent un dernier problème avéré :

Problème avéré n°5 : Freins à l'éco-conception

On voit un certain nombre d'initiatives et d'intérêts à faire de l'éco-conception pour différentes raisons (préservation de l'environnement, image, gains économiques, etc., voir 1.2.2-p.27 et 2.2.3-p.34). Et pourtant, pour le produit automobile, d'après les chiffres venant du terrain sur la valorisation effective des VHU (voir 4.4.4-p.77), cela ne semble pas efficace. Il semble donc qu'il existe des freins à l'éco-conception.

5. Synthèse des problèmes avérés

Nous avons rencontré cinq problèmes avérés lors de l'étude du contexte de recherche :

Problème avéré		Détails	Voir
1	Perte de valeur économique	Les matières issues du traitement fin de vie d'un véhicule hors d'usage ont une valeur économique bien inférieure à celle des matières utilisées lors de la fabrication du véhicule neuf. Il y a une perte de valeur économique estimée à 62% entre ces deux phases du cycle de vie.	4.2.4 - p.58
2	Adaptation des filières	Les filières de traitement des VHU existantes ne sont développées que pour très peu de matériaux (ferraille E40, aluminium, cuivre et quelques plastiques), alors qu'il y a une grande diversité de matières présentes dans un véhicule lors de sa conception (voir 4.2.1-p.50), et que ces matières peuvent être assemblées de façon plus ou moins complexe ensemble.	4.3.2.5-p.70
3	Durée de vie et éco-conception	La multitude de technologies de traitement disponibles à différents stades d'évolution (laboratoire, pilote, industriel), et la durée de vie du produit automobile (11 à 15 ans, voir 4.1.1-p.47), font qu'il est très difficile de savoir quelles seront les technologies de traitement qui seront en place lorsqu'un véhicule en cours de conception arrivera en fin de vie. De ce fait, il est difficile d'évaluer sur quels procédés de traitement se baser pour prendre en compte la fin de vie du véhicule lors de sa conception.	4.3.3.2 - p.73
4	Freins à l'éco-conception	On voit un certain nombre d'initiatives et d'intérêts à faire de l'éco-conception pour différentes raisons (préservation de l'environnement, image, gains économiques, etc., voir 1.2.2-p.27 et 2.2.3-p.34). Et pourtant, pour le produit automobile, d'après les chiffres venant du terrain sur la valorisation effective des VHU (voir 4.4.4-p.77), cela ne semble pas efficace. Il semble donc qu'il existe des freins à l'éco-conception.	4.4.6 - p.79
5	Risques réglementaires	Bien qu'il existe depuis plus de dix ans un cadre industriel et réglementaire pour la gestion des VHU (voir 4.4.1 et 4.4.2), le premier objectif réglementaire (2006) de la directive européenne VHU n'a pas été atteint (voir 4.4.4). Le deuxième objectif (2015) semble difficilement atteignable pour l'instant. De plus, bien qu'il existe depuis plus de cinq ans une directive européenne (RRR) pour l'intégration de la valorisabilité lors de la conception des automobiles (voir 4.4.3-p.76), il semble que la quantité et la diversité de matières à priori difficilement valorisables dans les véhicules neufs augmente (voir 4.2.1-p.50). On peut craindre que ces tendances affectent l'atteinte des objectifs réglementaires pour les futurs véhicules.	4.4.5 - p.79

Table 6 : Synthèse des problèmes avérés issus de l'étude du contexte.

6. Formulation de la question de recherche

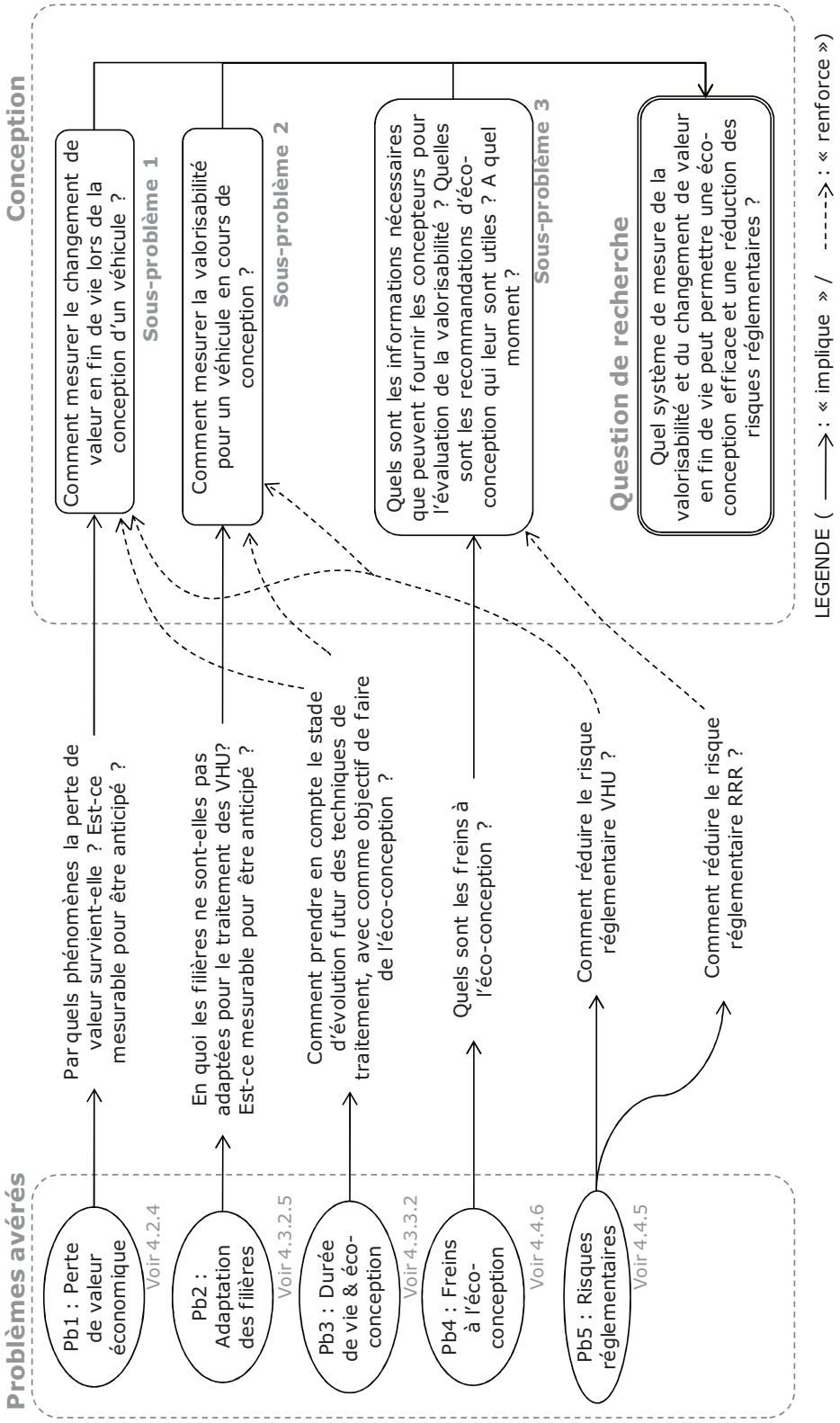


Figure 27 : Construction de la question de recherche

La synthèse des problèmes avérés nous permet de formuler la question de recherche (voir Figure 27).
Les problèmes avérés 1, 2 et 4 nous conduisent chacun directement à un sous-problème, dans le périmètre général "Conception". C'est-à-dire que les questions sont posées du point de vue de la conception : elles sont valables et utiles lorsque la définition fonctionnelle et technique d'une pièce est en cours.
Ces trois questions peuvent être vues comme des "sous-problèmes" du point de vue de la question de recherche finale :
- Le premier sous-problème est lié à l'aspect économique de la question du traitement des VHU, et nous conduit à nous interroger sur les manières de mesurer ce changement de valeur lors de la phase de conception.
- Le deuxième sous-problème pose la question de la mesure de la valorisabilité lors de la phase de conception. Comment peut-elle être réalisée, avec quels outils et quels critères ?
- Le troisième sous-problème concerne les freins au développement de l'éco-conception. Quels sont-ils ? Une fois identifiés, comment les lever ?

Les problèmes avérés 3 et 5 peuvent être vus comme des problèmes de "renforcement", en cela qu'ils vont étayer les sous-problèmes générés par les problèmes 1, 2 et 4.

L'avancée des réflexions est détaillée Figure 27, conduisant à la question de recherche consolidée :

Quel système de mesure de la valorisabilité et du changement de valeur en fin de vie peut permettre une éco-conception efficace et une réduction des risques réglementaires ?

Les travaux qui sont exposés dans les chapitres 2 et 3 du présent rapport proposent une réponse à cette question de recherche. Auparavant, dans la suite du Chapitre 1, la démarche de recherche qui va être adoptée est exposée, suivie d'un état de l'art de la littérature.

7. Démarche de recherche

7.1. Champ de recherche

Le champ de recherche comporte deux dimensions : le produit automobile en cours de conception et les filières VHU.

- Pour la dimension « produit automobile », nous restons sur les produits RENAULT et utilisons pour exemples et cas d'études les produits et pièces en cours de conception pendant la période de la thèse (années 2007 à 2010).
- Pour la dimension « Filières VHU », nous considérons les filières de réutilisation, recyclage, valorisation énergétique et élimination aux stades laboratoire, pilote et industriel pouvant être observées pendant la durée de l'étude. Ces filières sont étudiées à l'échelle européenne.

7.2. Détails de la démarche de recherche

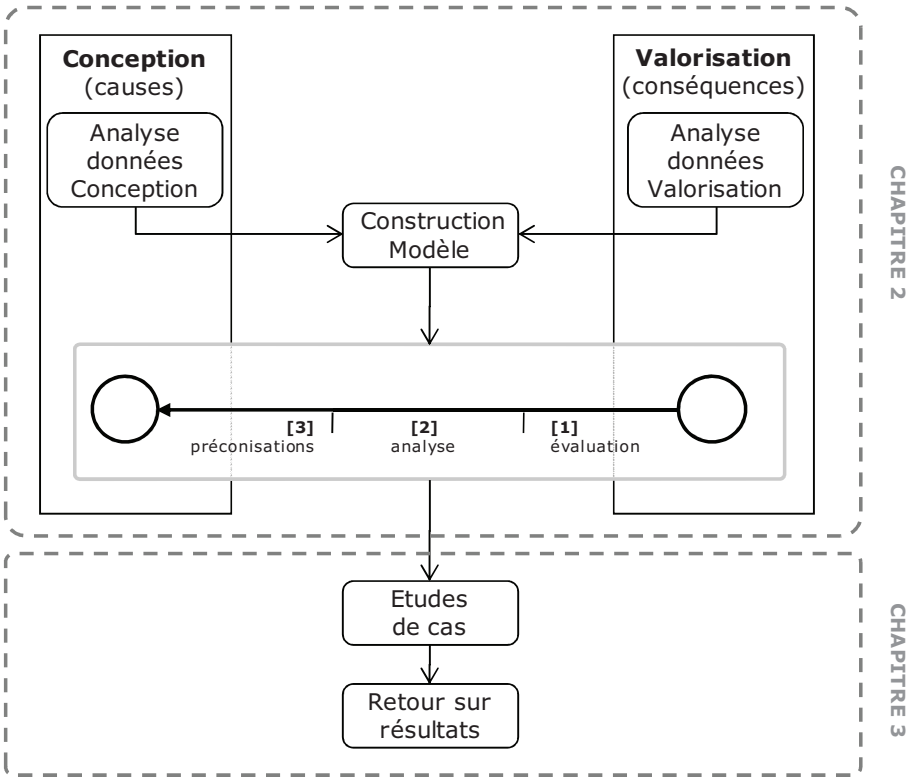


Figure 28 : Schéma synoptique de la démarche de recherche

La démarche détaillée (Figure 28) mise en place pour répondre à la question posée dans le champ de recherche comporte les actions suivantes :

- Analyse données Conception :
    - Analyse des informations nécessaires que peuvent fournir les concepteurs pour l'évaluation de la valorisabilité. A quel moment ?
    - Evaluation des recommandations d'éco-conception utiles. A quel moment ?

- Analyse données Valorisation :
Analyse des informations venant du terrain (procédés de traitement) et de la bibliographie sur les filières de valorisation des VHU.

- Construction Modèle :
Une modélisation des procédés de traitement est nécessaire, pour évaluer les solutions de conception. Nous verrons que ce modèle peut s'apparenter en certains points à un "Système expert".

- Etudes de cas : test du modèle sur des pièces réelles.

- Retour sur les résultats obtenus : Nous observerons dans quelle mesure la méthode proposée fournit des réponses à la question de recherche.

Les actions menées dans le cadre de la démarche de recherche sont développées dans les chapitres 2 et 3 qui suivent. Auparavant, une revue de la littérature est effectuée, de manière à déterminer un état de l'art des méthodes, outils et techniques existantes.

8. Revue de la littérature, état de l'art

La revue de la littérature est divisée en quatre parties :
- Méthodes et outils de mesure de la valorisabilité en conception
- Méthodes et outils de mesure du changement de valeur
- Méthodes et outils d'éco-conception
- Systèmes experts

Elles correspondent aux étapes et notions abordées dans la démarche de recherche.

8.1. Méthodes et outils de mesure de la valorisabilité en conception

La directive RRR (EC 2005b) donne deux définitions de la valorisabilité et du taux de valorisation:
- La "valorisabilité" (ou "possibilité de valorisation") peut être définie par « le potentiel de valorisation de composants ou de matériaux dérivés d'un véhicule hors d'usage ».
- Le "taux de valorisation d'un véhicule" est « le pourcentage en masse d'un nouveau véhicule potentiellement apte à être réutilisé et valorisé ».

En d'autres termes, la mesure de la valorisabilité peut être décrite comme la connaissance et l'évaluation de la faculté future d'un produit à être valorisé dans des filières connues. C'est la projection des conséquences potentielles en phase de fin de vie des choix faits lors de la phase de conception. L'obtention d'un taux est une projection chiffrée et précise de ces possibilités de valorisation. La mesure de la valorisabilité et l'obtention d'un taux (indicateur) est donc la première étape indispensable pour déployer une démarche d'éco-conception.

Plusieurs méthodes sont disponibles dans la littérature, et peuvent être séparées en quatre grands groupes :
- Massiques
- Qualitatives
- Economiques
- Multicritères

8.1.1. Méthodes Massiques

Dans les méthodes de mesure massiques de la valorisabilité, on mesure le rapport entre la masse valorisée et la masse complète du produit.

$$Valorisabilité\ (\%) = \frac{Masse\ valorisée\ du\ produit(kg)}{Masse\ totale\ du\ produit\ (kg)}$$

Le résultat est exprimé en pourcentage, et correspond exactement à la définition du "taux de valorisation d'un véhicule" donnée par la directive RRR (EC 2005a). Les méthodes massiques diffèrent les unes des autres dans le détail du calcul pour un produit complet.

La norme ISO22628 (ISO 2002) (méthode de calcul de référence pour l'industrie automobile) évalue le taux de valorisation complet d'un véhicule en appliquant un taux de valorisation arbitraire pour chaque matériau ou type de pièce.

$$Valorisabilité\ (\%) = \frac{m_P + m_D + m_M + m_{Tr} + m_{Te}}{m_V}$$

Avec

m_P : Masse démontée lors du prétraitement (Phase 1, voir 4.3.2.1-p.62)

m_D : Masse démontée lors du démontage (Phase 2, voir 4.3.2.2-p.63)

m_M : Masse métallique

m_{Tr} : Masse des résidus non-métalliques recyclables

m_{Te} : Masse des résidus non-métalliques valorisables énergétiquement

m_V : Masse complète du véhicule

Dans cette méthode, la masse métallique est considérée comme recyclable avec un rendement de 100%. De plus, pour les résidus non-métalliques, les affectations dans la catégorie m_{Tr} ou m_{Te} se font par matériau, et non par pièce.

Cette méthode est la plus simple et la plus souvent utilisée. Si elle est utilisée seule (sans aucun autre critère), c'est aussi celle qui est la plus critiquable car la plus loin de la réalité. En effet avec cette méthode, la valorisabilité est calculée en appliquant des taux de valorisation à chaque composant mono-matériau, donc à chaque matériau, sans considérer le produit dans son ensemble et les problématiques liées aux assemblages et aux mélanges de matières. Certains auteurs (M.A. Reuter et al. 2006b; van Schaik et al. 2004;

M.B. Castro et al. 2005) montrent que c'est une erreur et que le taux final obtenu est loin de la réalité.



Figure 29 : Moteur électriques broyés (Source BAUDELET)

On constate par exemple dans la Figure 29 que le rotor et le stator d'un moteur électrique ne sont pas été libérés lors du procédé de broyage. Quel taux appliquer dans ce cas à la pièce ? Séparément, le cuivre (rotor) et l'acier (stator) ont des taux élevés de recyclage, mais ensemble ce n'est pas le cas.

Ces mêmes auteurs ont développé des modèles prédictifs poussés, basés sur la répartition massique potentielle de chacune des matières dans les flux finaux, et sur les degrés de libération des matières les unes avec les autres. Ces modèles ont été développés à l'aide de mesures statistiques précises sur des procédés existants (broyage, flottaison, extrusion, etc.), et vérifiés lors de campagnes d'essais.
Chancerel et Rotter (2009) utilisent le même type d'approche que les auteurs précédents, c'est-à-dire des répartitions massiques couplées à des probabilités de présence dans les filières, mais de façon plus simple. Dans ces travaux, l'attention est portée sur les conséquences des mélanges de matières, les performances techniques potentielles des produits recyclés et leurs débouchés sur les marchés des matières secondaires. En cela ils intègrent aussi un aspect qualitatif et économique.

Certaines autres techniques de mesure de la valorisabilité du point de vue massique sont dédiées à des produits en particulier, comme des pièces constituées de matériaux composites (Jekel & Tam 2007) ou des flux de déchets (Yu et al. 2000).

Pour résumer :

Avantages	Inconvénients
- Le critère de mesure (pourcentage massique du produit) est facile à comprendre et représentatif de la réalité (pourcentage effectif de la pièce étant valorisé).	- La Méthode massique simple utilisée dans l'automobile ISO 22628 (ISO 2002) est loin de la réalité car elle ne tient pas compte des techniques d'assemblage entre composants et de l'influence du mélange des matières lors des étapes de traitement en fin de vie. - Les autres méthodes intègrent cet aspect et sont donc plus proches de la réalité. On pourra les appeler Méthodes massiques complexes. Elles sont cependant difficiles à déployer et ne peuvent pas exister en l'absence de données statistiques solides (ce qui est souvent le cas pour les procédés en cours de développement).

Table 7 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes Massiques de mesure de la valorisabilité

8.1.2. Méthodes Qualitatives

Les méthodes de mesure qualitatives de la valorisabilité analysent les modifications de qualité résultant du traitement fin de vie du produit.

Froelich et al. (2007) ont une approche de ce type, applicable en particulier au recyclage des matières plastiques. Ils évaluent la valorisabilité d'un assemblage en proposant trois qualités finales potentielles si cet assemblage était recyclé : noble, cascade, dégradé.

Chancerel et Rotter (2009) ont eux aussi une approche qualitative, en plus d'une méthode massique. Ils appliquent leur méthode d'évaluation (basée sur des données statistiques venant du terrain) aux déchets d'équipements électriques et électroniques, et sont capables de fournir un taux de valorisation et la qualité des produits finaux obtenus suite au traitement en fin de vie. Ils déterminent ainsi des tendances qualitatives entre les différents types de conception.

Gaustad et al. (2010) évaluent de la même façon la qualité technique potentielle d'un alliage, créé par les mélanges matière involontaires lors de la fin de vie. Cette approche permet d'évaluer la valorisabilité de manière qualitative dès la conception, et de juger quels assemblages sont bloquants et quels autres sont tolérés, voir favorables à la qualité des alliages de sortie.

On observe dans certains travaux une approche qualitative plus originale de la question, avec l'utilisation de la notion d'éxergie. En thermodynamique

chimique, l'éxergie représente la quantité maximale de travail (énergie fournie par une force) qui peut être retirée d'un système physique (Corriou 1984). En d'autres termes, c'est l'énergie potentielle que peut libérer un système.
Castro et al. (2007) ainsi que Ignatenko et al. (2007) font le parallèle avec la valorisation d'un produit. Ils fournissent une méthode qui permet de mesurer la qualité potentielle des produits finaux, en exprimant sont éxergie. Plus le produit final issu de la valorisation a une éxergie élevé, plus il est valorisable (exemple : produit qui est recyclé et conserve toutes ses qualités techniques). A contrario, plus le produit final a une éxergie faible, plus sa valorisabilité est basse (exemple : produit qui est recyclé et perd toutes ses qualités techniques).

Le fondement de ces méthodes la comparaison du résultat d'un traitement (produit de sortie d'une filière) avec des produits équivalents sur le marché. En cela, elles sont très proches de la réalité car elles évaluent la compétitivité économique ou technique potentielle d'une matière recyclée sur un marché, par rapport à des produits concurrents. Néanmoins, elles sont efficaces uniquement pour les produits sur lesquelles elles sont applicables : sur certaines matières (les matières usuellement recyclables) et sur certaines filières (les filières de recyclage matière). La seule manière d'obtenir un résultat avec ces méthodes est de comparer le produit final avec des équivalents vierges, qui n'existent pas forcément. A titre d'exemple, il est impossible d'employer ce type de méthode pour une filière de mise en décharge (car il n'y a pas de produit équivalent permettant une comparaison) : le calcul est impossible et pourtant la filière doit être prise en compte.

Pour résumer :

Avantages	**Inconvénients**
- Méthodes très proches de la réalité car elles prennent en compte une réalité vérifiée sur le terrain de recherche : les procédés de valorisation modifient (positivement ou négativement) la qualité d'un produit.	- Ces méthodes ne sont pas applicables pour tous les produits et tous les procédés de traitement. Elles le sont uniquement pour les procédés de recyclage matière.

Table 8 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes Qualitatives de mesure de la valorisabilité

8.1.3. Méthodes Economiques

Les méthodes économiques de mesure de la valorisabilité établissent le même type de comparaison que les méthodes qualitatives, cette fois spécifiquement du point de vue économique.
Dans leurs travaux, Kim et al.(2009) proposent d'utiliser la valeur économique potentielle des produits de sortie des filières, en se basant sur la valeur constatée des matières équivalentes sur le marché. En ramenant ces valeurs au produit en cours de conception, ils sont capables de mesurer sa valorisabilité économique potentielle.
Villalba et al. (2002; 2004) partent du même principe, et mesurent la valeur potentielle des matériaux constituant le produit en fin de vie sur les marchés des matières secondaires, par rapport aux équivalents vierges. Dahmus et Gutowski (2007) appliquent eux aussi cette même méthode rapportée au produit en cours de conception : ils proposent une classification des objets manufacturés usuels selon leur propension à dégager de la valeur en fin de vie.
Dans un même esprit, d'autres travaux abordent le sujet en évaluant le coût potentiel du démontage et du recyclage en regard de la valeur des produits recyclés (Ferrao & Amaral 2006; Santini et al. 2010).

Pour d'autres auteurs, cette valeur économique potentielle peut dépendre à la fois de la composition matière des produits après traitement mais aussi des flux logistiques empruntés (Maudet et al. 2005; Maudet et al. 2007; Masanet & Horvath 2007). Ils abordent des notions quantitatives pour les flux de matières dégagés par les filières, en prenant en compte d'une part les gisements disponibles issus de la valorisation et d'autre part les capacités d'absorption des entreprises utilisant les produits valorisés. Ces techniques sont plutôt orientées là aussi sur des produits et filières spécifiques, telles que les filières de recyclage matière.

Ces méthodes sont puissantes et utiles car elles tiennent compte des réalités économiques. Cependant, comme c'était le cas pour les méthodes qualitatives, ces méthodes sont applicables facilement pour certains matériaux (matières métalliques et plastiques courantes), mais peuvent l'être difficilement pour d'autres (plastiques ou composites) car les marchés des matières secondaires sont moins établis et moins reconnus, voire absents.

Pour résumer :

Avantages	Inconvénients
- Méthodes très proches de la réalité car elles prennent en compte le critère le plus partagé dans le monde industriel : la valeur économique.	- Ces méthodes ne sont pas applicables pour tous les produits et tous les procédés de traitement. Elles le sont uniquement pour les procédés de recyclage matière dont les valeurs des produits secondaires sont connues.

Table 9 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes Economiques de mesure de la valorisabilité

8.1.4. Méthodes Multicritères

Les méthodes multicritères rassemblent des techniques d'évaluation basées sur plusieurs aspects du problème (utilisant donc plusieurs critères), et/ou plusieurs phases du cycle de vie du produit.

Avec la méthode ELDA (End-of-Life Design Advisor), Brissaud et Zwolinski (2004) proposent d'évaluer l'efficacité de la stratégie fin de vie, pour un produit en cours de conception. En modifiant sa pièce et en évaluant chaque essai à l'aide de la méthode, le concepteur parvient à optimiser sa conception. Cette méthode conduit donc jusqu'à l'éco-conception, mais de notre point de vue elle se base bien tout d'abord sur une évaluation multicritères de la valorisabilité (Durée de vie du produit, Nombre de composants, Possibilité de réutilisation, etc.).
De la même façon, Gehin et al. (2008) proposent une méthode multicritère permettant de prendre en compte l'intégralité de la problématique RRR (Reusability, Recyclability, Recoverability). Leur méthode est basée sur une analyse des bonnes pratiques, dégageant des profils de conception à comparer avec la pièce à évaluer.

Dans ce groupe Multicritères, nous pouvons aussi placer les méthodes proches des méthodes ACV, utilisant des mesures d'impacts écologiques traditionnelles ou adaptées au problème de la valorisation (Muñoz et al. 2006; Luttropp & Lagerstedt 2006a; Kobayashi 2005; Phillis et al. 2009; O'Shea 2002; Howarth & Hadfield 2006). Les méthodes sont nombreuses et adaptées à certains types de produits ou de secteurs industriels.

D'autres méthodes exploitent les critères de l'ACV, mais s'éloignent des précédentes en cela qu'elles synthétisent les résultats obtenus dans leurs critères propres. Elles proposent des évaluations pour les pièces en cours de conception, comme la méthode QWERTY (Huisman et al. 2001) ou la méthode ENDLESS (Ardente et al. 2003).
La méthode ReSICLED (Mathieux et al. 2008) est dans la même catégorie, mais se veut plus complète. Elle prend en effet en compte plus d'hypothèses pour les procédés de valorisation en fin de vie, et couvre l'ensemble des catégories de procédés de traitement (réutilisation, recyclage matière, valorisation énergétique, mise en décharge).

Les outils traditionnels d'Ecologie Industrielle (étude et modélisation des flux de matières et de capitaux entre sites industriels) peuvent aussi être employés pour la mesure de la valorisabilité (Mellor et al. 2002; Wright et al. 2005; Hashimoto & Moriguchi 2004).

Pour résumer :

Avantages	**Inconvénients**
- Ces méthodes sont plus proches des problématiques de l'éco-conception. Elles sont en effet multicritères pour pouvoir répondre aux interrogations des concepteurs. - Elles peuvent se baser sur l'ensemble des possibilités de traitement en fin de vie, elles peuvent donc être plus représentatives.	- Les critères sont définis en fonction du besoin pour chaque méthode. Du point de vue de notre question de recherche, la plupart des critères ne sont pas utiles.

Table 10 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes Multicritères de mesure de la valorisabilité

8.2. Méthodes et outils de mesure du changement de valeur

La notion de valeur d'un produit peut être extrêmement large.
Dans le domaine économique, on peut la définir traditionnellement comme « la qualité (d'un bien, d'un service) fondée sur son utilité (valeur d'usage), sur le rapport de l'offre à la demande (valeur d'échange) et sur la quantité de facteurs nécessaires à sa production (valeur travail) » (Petit Robert 2006).

Si le domaine traditionnel considéré est élargi aux problématiques du développement durable, on peut inclure dans cette notion de valeur les aspects

sociaux et environnementaux. Parmi ces nouvelles valeurs, on trouve par exemple :

- Valeur des pollutions évitées (estimation du coût de traitement des sols, de l'air, de l'eau si la pollution était réalisée)
- Valeur de la biodiversité (estimation de la valeur indirecte fournie par la variété des espèces de la nature)
- Valeur d'un biotope (estimation de la valeur d'un biotope particulier, souvent lorsqu'il est question de le supprimer, ex : bassin versant, forêt)

Dans notre cas, nous restons focalisés sur la définition traditionnelle de la valeur, pour pouvoir répondre à notre question de recherche.

Ainsi, appliquée à notre problématique, la mesure du changement de valeur d'un produit pendant son cycle de vie doit logiquement passer par :

- la mesure de la valeur d'usage et d'échange : c'est la valeur constatée des produits finaux sur les marchés ou bourses d'échanges secondaires.
- la mesure de la valeur travail : c'est le coût des processus de traitement pour obtenir le produit final.

8.2.1. Mesure de la valeur constatée des produits finaux

La valeur d'un produit final (produit usagé transformé par une quelconque filière de traitement) peut être difficile à déterminer (van Beukering & van den Bergh 2006).

Dahmus et Gutowski (2007) proposent une méthode d'évaluation de la valeur créée pour des matériaux en mélange à partir des matériaux élémentaires contenus. Des résultats globaux peuvent être obtenus par le « Sherwood plot » qui représente la relation entre la concentration d'une matière dans un flux de déchets et sa valeur sur les marchés secondaires. De la même manière, pour un produit donné, Kim et al.(2009) fournissent un score écologique et économique lié aux matériaux utilisés.

D'autres auteurs utilisent une approche plus globale. Par exemple, grâce à un modèle basé sur les valeurs du marché, Ekvall (2000) étudie la valeur des matériaux utilisables dans un produit et souligne de cette manière les bénéfices à employer de la matière recyclée. Le modèle est capable d'intégrer les quantités de matière recyclée disponibles sur un marché (zone géographique) et peut être intégré dans des approches du type ACV. De la même manière, Eichner et Pethig (2001) ne fournissent pas directement une méthode

permettant d'obtenir la valeur d'un produit final mais proposent un modèle qui considère la valeur potentielle 'embarquée' des matériaux qui le constituent durant tout son cycle de vie. Cela permet entre autres de prévoir des stratégies de prévention ou de traitement des déchets.

En gardant cette vision globale, on peut observer que la valeur des produits en fin de vie dépend de la valeur des produits secondaires pouvant être obtenus. Cette valeur peut être disponible pour certaines matières (en particulier les métaux) à l'aide de cours officiel comme ceux publiés par le London Metal Exchange (LME) [46] . Malheureusement, d'autres matières secondaires (plastiques) ne sont pas référencées et suivies dans des systèmes similaires. Leur valeur est donc mal connue pour certains et souvent fluctuante (Stromberg 2004).
Pour certains autres produits sans valeur apparente (envoyés en décharge ou en incinérateur), une valeur négative peut être utilisée, représentant le coût d'élimination pour le dernier détenteur ou pour la société (Bertolini 2004).

On observe ici encore une fois (voir 1.1.2-p.21) que le comportement des marchés des matières secondaires dépend plus de celui des matières primaires et de la spéculation que des coûts réels de transformation des produits hors d'usage (Rahimifard et al. 2009; Tilton 1999). Pendant les périodes de forte fluctuation, il est très difficile de déterminer une valeur moyenne pour les matières primaires et donc pour les matières secondaires et produits en fin de vie. Cependant, sur un an, pendant des périodes plus calmes, il est possible de le faire. Ces valeurs sont par exemple déterminées et utilisées dans les départements d'achats des industries et grandes entreprises (c'est le cas chez RENAULT).

Il convient néanmoins de rester prudent avec ce type d'estimations, qui peut être influencée par une multitude de facteurs différents (variation du cours du pétrole, spéculation, crises économiques, etc.) et se périme chaque année.

[46] http://www.lme.com

Pour résumer :

Avantages	Inconvénients
- La valeur constatée d'un produit en fin de vie peut être estimée à l'aide des valeurs des matériaux qui le constituent sur les marchés secondaires.	- Pour certaines matières, les valeurs observées sont moyennement fiables, peuvent être instables et varier rapidement. Une valeur moyenne estimée sur un an peut être utilisée, avec une certaine prudence.

Table 11 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes de mesure de la valeur constatée des produits en fin de vie

8.2.2. Mesure du coût des processus de traitement

La mesure d'un coût de traitement isolé du système de valorisation des VHU est elle aussi souvent difficile à déterminer (Bellmann & Khare 2000b). En dépit de cela, il est utile d'arriver à le faire pour comprendre les mécanismes du changement de valeur d'un produit en fin de vie. Certains auteurs vont plus loin et associent directement la mesure des coûts de traitement (et par là même de la rentabilité) à la mesure de la valorisabilité (Aggeri 1999; Mazzanti & Zoboli 2006).

Ce constat est très logique. En effet, les opérateurs de la fin de vie (déconstructeurs, broyeurs, recycleurs, aciéristes, plasturgistes, etc.) sont multiples et essaient tous d'atteindre une rentabilité positive pour survivre et faire du profit. Ils doivent pour cela nécessairement garantir que leurs coûts de traitement sont inférieurs au prix de vente de leurs produits de sortie.

La valorisabilité peut ainsi être très souvent mise en parallèle avec la rentabilité des procédés de valorisation : plus une filière est rentable, plus les produits qu'elle traite sont considérés comme valorisables.

Cette tendance est observée et valable tant que des systèmes de financements additionnels (avec des fonds privés[47] ou publics[48]) ou des mesures de rétorsion (par des taxes ou amendes) ne sont pas mis en place pour améliorer l'efficacité de certaines filières.

De manière plus détaillée, plusieurs outils et méthodes existent dans la littérature pour l'évaluation des coûts de traitement.

[47] On peut citer à titre d'exemple l'éco-organisme AlLIAPUR, société anonyme créée en 2003 par des industriels du pneu.

[48] On peut citer à titre d'exemple la Commission Nationale des Aides Huiles Usagées mise en place par l'Ademe. Cette commission attribue sous le contrôle de l'Ademe des fonds publics aux opérateurs de la filière, destinés à les soutenir financièrement en cas d'activités déficitaire.

Ishii et al. (1994) déterminent la qualité des produits de sortie et leur coût de traitement potentiel lors de la phase de conception, en analysant les matériaux employés et les techniques d'assemblage. Cette méthode décrit mieux la composition précise du produit que le comportement réel des filières.
Sur un procédé de traitement en particulier, le démontage, Santini et al. (2010) fournissent une méthode d'évaluation permettant d'estimer le coût futur lors de la conception.
De manière plus large, les méthodes LCECA (Life Cycle Environmental Cost Analysis) (Senthil et al. 2003) et EVR (Eco-costs/Value Ratio) (Vogtlander et al. 2002) ajoutent aux outils usuels ACV les coûts écologiques potentiels additionnels, appelés « eco-costs » (élimination des déchets ultimes, dépollution des sols, taxes sur activités polluantes, etc.). Huhtala (1997) fournit un exemple d'utilisation de ce type de méthode en l'appliquant aux flux de déchets solides de la région de Helsinki (Finlande), mettant en regard le coût du recyclage et le coût de la mise en décharge (supporté par la société). Dans ce cas concret, difficilement extensible en dehors du périmètre de l'étude, l'auteur a évalué qu'un taux de recyclage de 50% est atteignable et raisonnable économiquement.

L'étude de Coates et Rahimifard (2006) se rapproche plus précisément de nos préoccupations. En effet, ces auteurs proposent un modèle de calcul pouvant être utilisé pour déterminer la valeur potentielle des pièces d'un VHU après démontage et traitement dans les filières existantes. Dans ces travaux, la méthode d'évaluation des coûts de traitement est particulièrement bien décrite pour les opérations de démontage (au travers du temps de démontage) et de broyage. Dans leurs travaux ultérieurs, Rahimifard et al. (2009) soulignent l'importance de déterminer à la fois les coûts de traitement et la valeur finale d'un produit traité pour construire une méthode d'éco-conception efficace. La considération de la « chaîne de valeur » pendant tout le cycle de vie du produit est présentée comme un moyen efficace d'obtenir un taux réellement représentatif et élevé de valorisation, dans des filières pérennes. Cependant, nous pouvons relever qu'il est difficile d'obtenir des coûts de traitement précis pour tous les procédés pouvant être employés dans les filières de valorisation d'un produit tel que le véhicule automobile.
On notera ici que Ciroth (2009) a souligné l'importance de la qualité des données dans la détermination du coût de traitement. L'auteur propose une matrice d'évaluation (basée sur les outils employés dans les ACV), pouvant déboucher sur un indicateur de qualité de la donnée.

De manière plus générale et extérieure à la problématique « VHU » ou « valorisation des produits hors d'usage », il existe plusieurs méthodes dans les théories économiques pour déterminer un coût de traitement (Menger 1976; Bouzou 2006). La Méthode des coûts complets en est une classique, qui permet de rapporter à une unité produite les différentes charges directes et indirectes ayant servi à la fabriquer. Les coûts directs sont ainsi simplement répertoriés et suivis tandis que les coûts indirects sont alloués au procédé de production selon des méthodes simples d'allocation. Par exemple, le coût indirect « Consommation électrique fixe » (mesurée en euros/an) pourra devenir « Consommation électrique fixe allouée » (mesurée en euros/Tonne traitée) en réalisant le calcul suivant :

$$Consommation\ électrique\ fixe\ Allouée\ (€/T) = \frac{Consommation\ électrique\ fixe\ (€/an)}{Nombre\ total\ de\ Tonnes\ traitées\ (T/an)}$$

Dans la Table 12 on peut voir les postes de coûts habituellement les plus importants pour une unité de production de produits manufacturés neufs ou de traitement de produits hors d'usage.

Coûts directs (Variant selon la production)	- Achat des produits ou matériaux à traiter - Coûts de stockage des produits ou matériaux - Consommation de fluides et de gaz des équipements - Consommation électrique des équipements - Salaires des opérateurs - Coûts de traitement des déchets
Coûts indirects (Ne variant pas selon la production)	- Amortissement des surfaces et locaux - Amortissement des équipements - Maintenance des équipements - Salaires du management - Consommation électrique fixe (éclairage, chauffage, etc.)

Table 12 : Méthode des coûts complets : Principaux postes de coûts

Pour résumer :

Avantages	Inconvénients
- La Méthode des coûts complets peut être appliquée à tous les périmètres, en définissant des règles d'allocations pour les coûts indirects.	- Il n'existe pas dans la littérature de méthode simple liée au domaine de la valorisation en général et à celui des VHU en particulier, qui soit applicable pour l'ensemble des problématiques (réutilisation, recyclage, valorisation énergétique). Seule la Méthode des coûts complets pourrait être appliquée à tous les périmètres. - Les méthodes d'évaluation des coûts de traitement qui sont disponibles sur certains périmètres ne prévoient pas la modélisation des procédés en cours de développement. Ils sont dédiés aux procédés déjà utilisés en masse. Considérant que la durée de vie d'un VHU est d'approximativement 13 ans, cela peut poser un problème.

Table 13 : Synthèse des avantages et des inconvénients pour les méthodes de mesure du coût des procédés de traitement

8.3. Méthodes et outils d'éco-conception

J.C. Brezet a fournit un premier système de classification permettant de situer le niveau d'intégration des démarches dans l'entreprise en fonction des efforts investis (Figure 30). Cela va des efforts de modification du produit (techniques « end-of-pipe » demandant peu de remise en cause) jusqu'au changement de paradigme (ex : proposer un service en lieu et place d'un produit). Cette vision est à rapprocher des travaux d'Ehrenfeld sur le développement durable (voir 2.1-p.29).

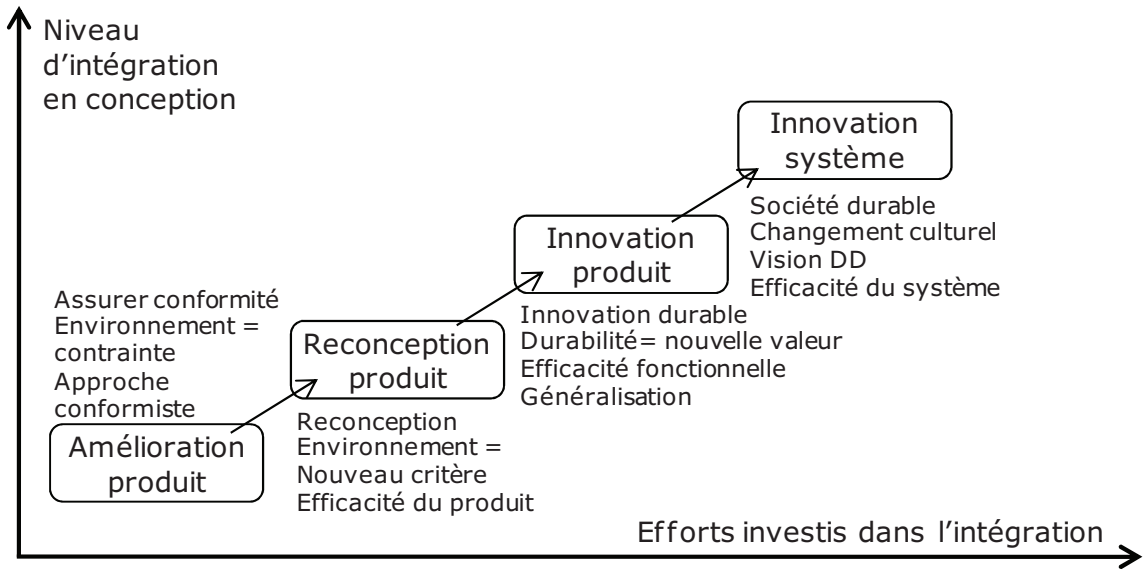


Figure 30 : Niveau d'intégration de l'éco-conception en fonction des efforts investis (J. Brezet & Van Hemel 1997; Reyes Carillo 2007)

Un autre type de classification plus complet a été réalisée par Dominique Millet et al. (2003). Les auteurs distinguent trois types d'éco-conception : partielle, classique et innovante (Figure 31).

La démarche d'éco-conception partielle regroupe les méthodes et outils qui considèrent le déploiement de l'éco-conception comme une contrainte. Dans cette optique, les modifications se font au niveau du produit et sont minimes, les autres fonctionnalités sont privilégiées.

La démarche classique va plus loin dans l'intégration et considère l'éco-conception au même niveau que les autres critères de conception, sans déséquilibre. Les préconisations sont alors effectuées plus en amont dans la phase de conception du produit et les critères sont placés transversalement dans les méthodes de travail.

La démarche innovante est celle qui transforme le plus l'entreprise. Elle fait passer celle-ci d'une logique de vente de produits à une logique de service rendu au client.

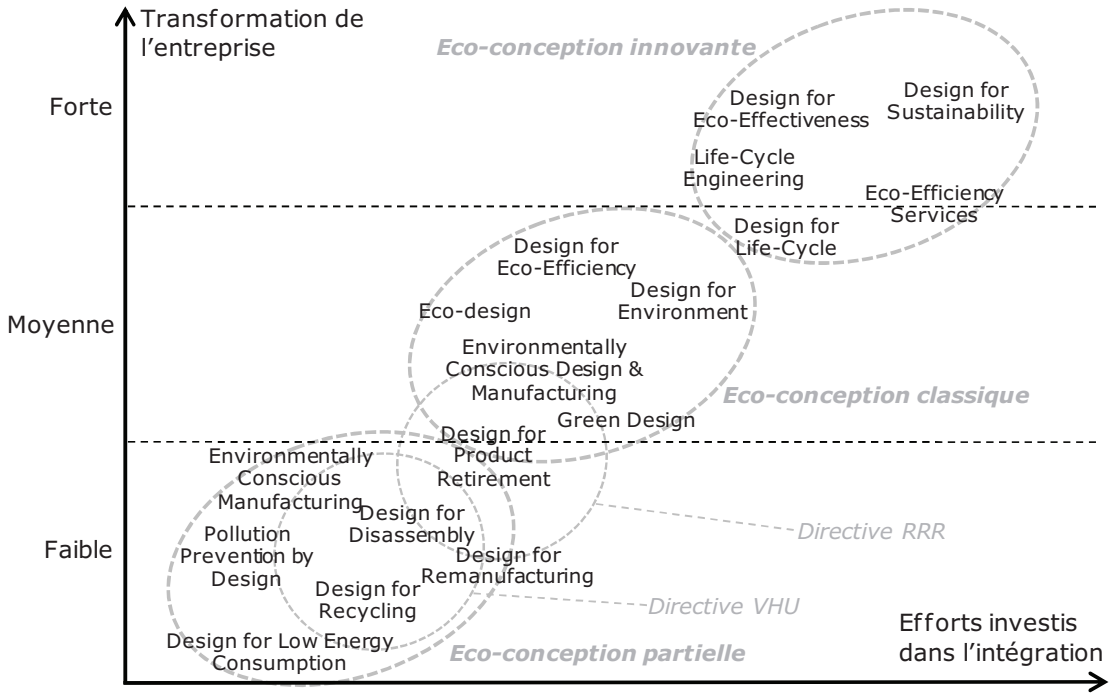


Figure 31 : Niveau de transformation des entreprises en fonction de l'évolution chronologique des approches : Classification des démarches d'éco-conception - d'après Millet et al. (2003).

Il est intéressant d'utiliser ce schéma pour tenter de classer les directives européennes impactant les constructeur automobiles (Directives VHU et RRR, voir Figure 31). On constate que les contraintes imposées par ces réglementations peuvent être vues comme « partielles », éventuellement « classiques ». Du point de vue de notre problématique et de cette classification, la démarche qui est étudiée dans le présent travail se situe elle aussi entre « éco-conception partielle » et « éco-conception classique ».

De manière plus précise, la démarche d'éco-conception que nous souhaitons trouver pour répondre à notre question de recherche doit être située vis-à-vis du « Design for Environment », « Design for Recycling » et autres démarches de « Design for X ». Les auteurs (Gungor & Gupta 1999; Ilgin & Gupta 2010; Luttropp & Lagerstedt 2006b; Zhang et al. 1997) ont réalisé des revues bibliographiques précises des différents concepts. Ils relèvent que plus de 600 méthodes de « Design for X » existent à ce jour.

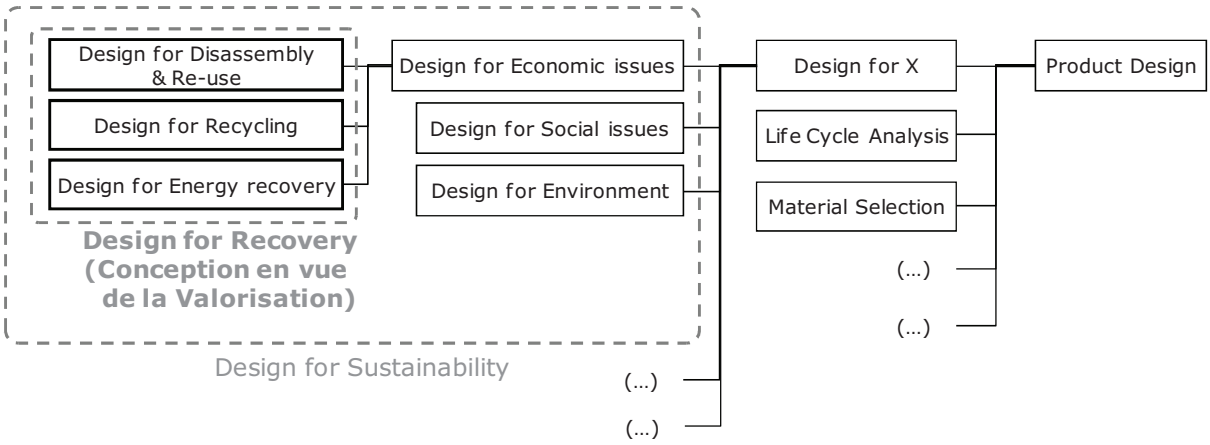


Figure 32 : Classification simplifiée de la démarche "Design for Recovery" - adapté de (Ilgin & Gupta 2010)

Ilgin et Gupta (2010) en ont donné une synthèse claire et précise et ont situé parmi elles les concepts de « Design for Disassembly & Re-use » (Conception en vue du démontage et de la réutilisation) et « Design for Recycling » (Conception en vue du recyclage). Dans la Figure 32 nous adaptons la démarche et introduisons la notion de « Design for Energy recovery » (Conception en vue de la valorisation énergétique) et de « Design for Recovery », qui inclut les trois précédentes.

Ainsi, nous pouvons faire l'assertion suivante :

Notre périmètre est le "Design for Recovery", ou "Conception en vue de la Valorisation".

Dans ce rapport, à partir de ce point, **on définit le mot « éco-conception » par « conception en vue de la valorisation »**.
Les utilisations du mot « éco-conception » qui suivent désignent uniquement cette notion.

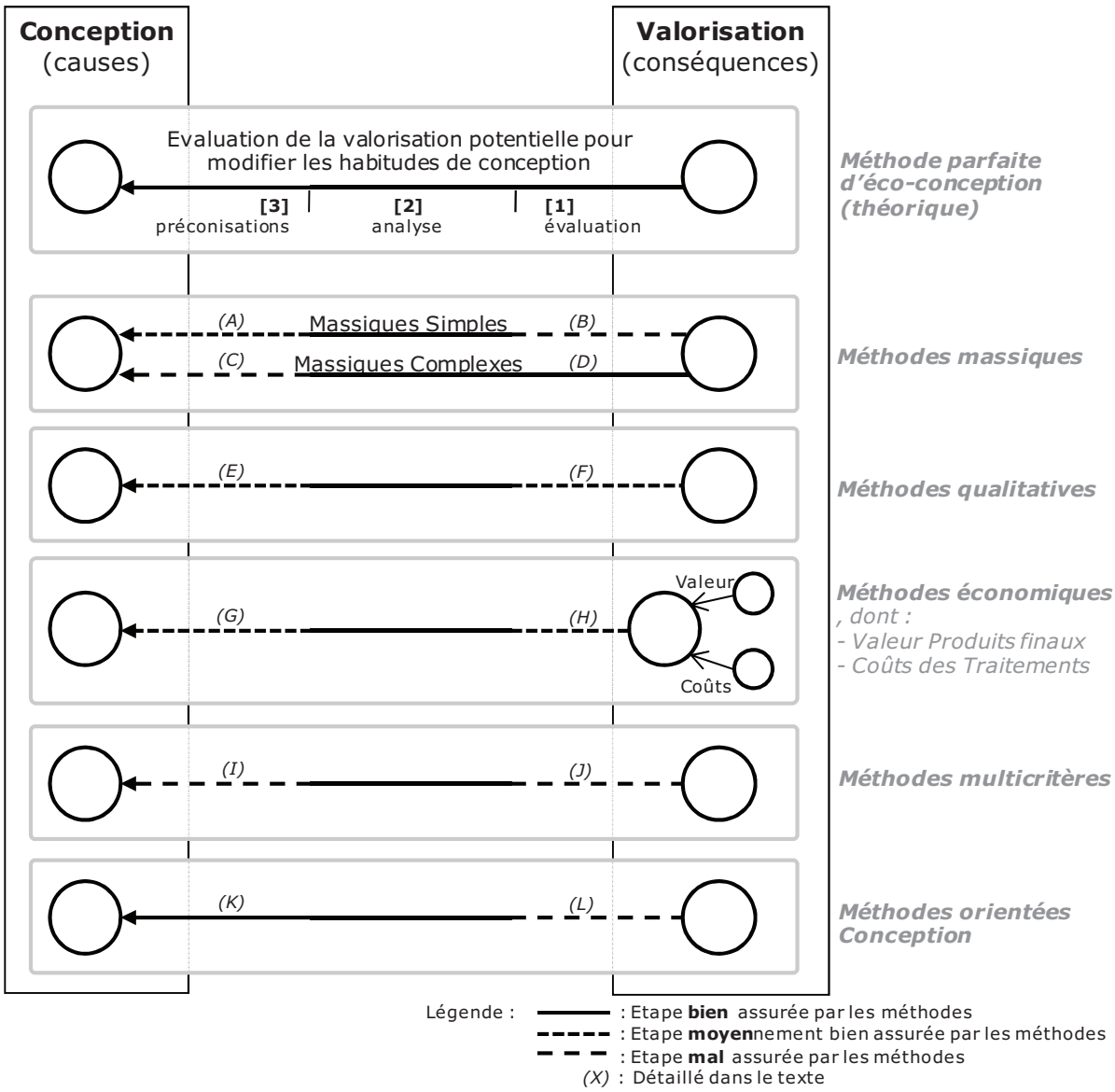


Figure 33 : Proposition d'une vue complète des méthodes d'éco-conception disponibles dans la littérature : Positionnement en termes de Causes et Conséquences.

Nous pouvons maintenant réorganiser et compléter l'analyse bibliographique déjà réalisée (Valorisabilité 8.1 et Changement de valeur 8.2), en la plaçant entre les frontières conceptuelles « Conception » et « Valorisation » (Figure 33). En d'autres termes, nous regardons les méthodes disponibles dans la littérature du point de vue des causes et des conséquences de notre problème. Les méthodes massiques, qualitatives et économiques vues auparavant peuvent ainsi être placées sur le schéma, comme contributrices à l'éco-conception.

Dans cette représentation, nous introduisons le concept de « Méthode parfaite » comme base théorique de comparaison (impossible à obtenir en

réalité), décrivant une évaluation parfaitement exacte (100%) de la valorisation (sans perte d'information) qui est intégralement utile (100%) pour construire les préconisations lors de la conception.

On constate que l'éco-conception peut être déployée en trois étapes (évaluation, analyse et préconisations), pour lesquelles les méthodes vues dans la littérature sont plus ou moins bien adaptées. Les explications détaillées des annotations de la Figure 33 pour chacune des méthodes sont les suivantes :

(A) : L'utilisation des méthodes massiques simples peuvent être utiles lors de la conception pour le choix des matériaux, mais ne peuvent fournir aucune préconisation sur d'autres paramètres (techniques d'assemblage, taille, forme, etc.).

(B) : Les méthodes massiques simples sont mal adaptées pour l'analyse de la valorisabilité car elles ne tiennent pas compte des problèmes posés par les assemblages et mélanges de matières. Elles ne représentent pas la réalité.

(C) : Les méthodes massiques complexes sont difficilement utilisables en conception, justement en raison de leur complexité.

(D) : Ces mêmes méthodes sont par contre très performantes pour évaluer la valorisabilité d'un assemblage.

(E) : Les méthodes qualitatives sont assez bien adaptées aux modifications lors de la conception, sauf lorsque les données sont absentes.

(F) : Elles sont aussi bien adaptées pour évaluer la valorisabilité dans certaines filières. Elles le sont beaucoup moins dans d'autres, lorsque les comparaisons qualitatives sont impossibles.

(G) : Les méthodes économiques sont efficaces en conception car les arguments (euros) sont à priori compris par tous. Des faiblesses existent en raison du manque de données pour certaines matières.

(H) : Ces mêmes méthodes sont efficaces pour évaluer la valorisabilité, mais peuvent aussi présenter des faiblesses. Certaines valeurs de matières ne sont pas référencées officiellement, donc potentiellement incertaines.

(I) : Les méthodes multicritères proposent un nombre d'arguments trop important pour être intégré en conception pour l'instant.

(J) : Ces méthodes sont efficaces pour mesurer certains aspects de la valorisabilité, mais le périmètre est trop large du point de vue de notre sujet de recherche.

(K) : Les méthodes orientées conception sont faites pour permettre le déploiement de l'éco-conception. Elles étudient les stratégies de changement d'habitudes (voir plus bas pour la revue bibliographique détaillée).

(L) : Les méthodes orientées vers la conception peuvent avoir une vision trop théorique des filières de valorisation. Leur évaluation de la valorisation peut être considérée comme trop faible (voir plus bas pour la revue bibliographique détaillée).

La revue bibliographique (réalisée sur les méthodes de mesure de la valorisabilité et du changement de valeur) est complétée en partant de cette classification.
Elle nous permet de placer un troisième groupe de méthodes d'évaluation de la valorisabilité : celles qui sont orientées vers la conception. Ces méthodes d'éco-conception sont conçues prioritairement pour proposer des stratégies de changement des habitudes de conception (Leibrecht et al. 2004).
Dans leurs travaux, Butel-Bellini et Janin (1999) référencent les outils disponibles pour déployer une démarche d'éco-conception à partir d'évaluation fournies par d'ACV ou de 'check-list' simplifiées. Aggeri (1999) réalise le même type d'étude globale de faisabilité, focalisée cette fois sur le VHU, et intégrant en particulier les aspects réglementaires.

De manière plus concrète, Kriwet et al. (1995) donnent des préconisations standards utilisables en conception (exemple : éviter les mélanges de matériaux), malheureusement assez éloignées des réalités du terrain.

Ljungberg (2007) fournit lui aussi une aide au choix des matériaux, sur des critères globaux habituellement utilisés dans les ACV et dans la théorie du développement durable.
De manière plus complète, Gehin et al. (2009) proposent une autre méthode déco-conception basée sur l'ACV. La mesure des impacts est effectuée sur tous les composants de la pièce étudiée, sur quatre phases de son cycle de vie (Assemblage, Distribution, Utilisation, Fin de vie). La méthode décrite est utilisable sur tout type de produit, et illustré dans la publication par un cas d'étude.
Cependant, il faut noter que certains auteurs pensent que les techniques d'ACV sont pour l'instant inadaptées à l'éco-conception, même si elles sont capables de fournir des évaluations utiles (D. Millet et al. 2007). Des explications détaillées à cette difficulté d'intégrer l'éco-conception par l'ACV sont données par Mathieux et al. (2007).
Les auteurs expliquent en effet que pour être utilisés et efficaces, les méthodes et outils d'éco-conception doivent être le moins intrusif possible pour les

concepteurs. Ils doivent être rapides, simples, compréhensibles, et idéalement intégrés aux outils existants du concepteur (outils de PLM[49] et/ou de CAO[50]).

Zwolinski et al. (2006) ainsi que Zwolinski et Brissaud (2008) proposent quant à eux une méthode d'éco-conception basée sur les possibilités de remanufacturing, puis de réutilisation. Leur méthode permet d'obtenir un profil de "remanufacturabilité" pour la pièce en cours de conception. Elle est basée sur onze catégories de critères (appelés "remanufacturable product profile"), issus d'une étude statistique sur trente cas de produits en fin de vie remis à niveau puis réutilisés avec succès.
Mok et al. (1997) donnent quant à eux des règles génériques de désassemblage de pièces, partant des méthodes usuelles d'assemblage. Erdos et al. (2001) proposent une méthode plus spécifique, passant par la modélisation de la pièce, basée sur l'évaluation des séquences de désassemblages de pièces. La méthode permet d'évaluer la séquence la plus rentable.
Desai et Mital (2003) introduisent la notion de « Design for Disassemblability » (Conception en vue de la démontabilité) : ils fournissent une méthode applicable en conception, permettant de déterminer l'aptitude d'une pièce à être démontée. Une note est ainsi obtenue en fonction des valeurs données aux critères : "Accessibilité des fixations", "Taille de la pièce", "Force nécessaire à l'extraction", etc. La méthode est 'prête à l'emploi', mais sujette à caution car arbitraire (elle peut être non applicable sur certains périmètres ou certaines conditions).

D'autres auteurs (Ishii et al. 1994; Hak-Soo Mok et al. 2006) fournissent une méthode de « Design for Disassembly » couplée à une méthode de « Design for Recycling » : les pièces démontées sont dépolluées et peuvent être envoyées vers des filières de recyclage. La modélisation est statique et considère les filières de recyclage comme des débouchés dont les paramètres varient peu, plus que des étapes intermédiaires pouvant conduire à des produits finis. De plus, considérant la bibliographie sur le remanufacturing vue précédemment, il paraît étrange de faire du Design for Disassembly, dans le but de recycler les matières. On perd l'avantage à réutiliser la fonction de la pièce.

[49] Product Life-cycle Management (Management du cycle de vie du produit) : Ce sont les outils de gestion documentaires utilisés lors de la conception, permettant de gérer les plans de pièces, les listes de matériaux, les vues 3D, ou tout autre document utile.
[50] Conception Assistée par Ordinateur (exemple : CATIA, SolidWorks)

8.4. Systèmes experts

Comme nous avons pu l'observer dans la revue de la littérature qui précède, une méthode ou un système d'éco-conception consiste à :
- Récolter et organiser des informations utiles du côté **Valorisation**
- Utiliser ces informations pour évaluer une pièce en **Conception**

Partant de ce constat, nous observons que le modèle que nous souhaitons construire pour répondre à la question de recherche s'apparente à un "Système expert".
D'après Jackson (1999), un système expert est définit comme "un programme informatique qui représente et utilise le savoir d'experts, dans le but de résoudre des problèmes ou de donner des préconisations".

Caractéristiques systèmes experts	**Nos attentes sur le modèle d'éco-conception**
Acquérir le savoir : transférer le savoir des experts vers le système.	Comprendre les problématiques de la valorisation et les enregistrer dans le système.
Représenter le savoir : organiser le savoir acquis de manière logique et utile.	Modéliser les filières de valorisation avec des objets logiques élémentaires simples, proches de la réalité.
Contrôler le raisonnement : Accéder au savoir et l'utiliser pour résoudre des questions spécifiques.	Réaliser les calculs en utilisant le modèle : évaluer la valorisabilité d'une pièce et proposer des préconisations et des alternatives éco-conçues.
Expliquer les solutions : Donner à l'utilisateur final (non-expert) les clefs pour comprendre les solutions proposées par le système.	Lier les préconisations d'éco-conception à des causes venant des filières de valorisation. Faciliter la compréhension de la valorisabilité pour les non-experts.

Table 14: Connections entre les caractéristiques des systèmes experts et nos attentes sur le modèle d'éco-conception - d'après Jackson (1999)

Quatre caractéristiques particulières définissent un système expert. Nous proposons ici de les connecter avec ce que nous attendons du modèle d'éco-conception à créer (Table 14).

Considérant les caractéristiques des systèmes experts fournies par Jackson (1999) et les précisions apportées par Liao (2005), un système expert dédié à

l'éco-conception doit être classé dans la catégorie "orienté-objet" [51] : les informations enregistrées dans le système doivent l'être au travers d'objets logiques de modélisation qui sont le cœur logique du modèle.

Nous verrons cependant dans le Chapitre 2 que certaines caractéristiques du modèle proposé s'éloignent des caractéristiques traditionnelles des systèmes experts, en cela que des étapes du processus d'éco-conception sont réalisées 'à la main'. Elles nécessitent l'intervention d'un expert pour orienter le contrôle du raisonnement et l'explication des solutions, et s'éloignent ainsi de la définition originelle du système expert.
Nous assumons ce parti-pris, et pensons que pour obtenir une méthode d'éco-conception la plus efficace et la plus crédible possible, il est nécessaire de confier les étapes stratégiques de raisonnement à l'appréciation humaine.

8.5. Positionnement de notre démarche vis-à-vis de la littérature

La revue de la littérature nous a montré qu'il existe un certain nombre de techniques et de méthodes d'évaluations de la valorisation potentielle d'un produit. Elles peuvent être classées suivant des grandes catégories : Méthodes Massiques, Qualitatives, Economiques et Multicritères. Nous avons vu de plus les méthodes et outils de mesure de la valeur finale d'un produit traité, ainsi que les méthodes d'évaluation des coûts de traitement, puis les méthodes et outils d'éco-conception 'complets' qui existent dans la littérature.

[51] Liao (2005) distingue plusieurs catégories de systèmes experts. Ils peuvent être basés sur : des objets (object-based), des lois (rule-based), des bases de savoir (knowledge-based), des réseaux de neurones, de la logique floue, des raisonnements sur études de cas, des architectures systèmes, des agents 'intelligents' (Intelligence Artificielle), de l'ontologie (représentation et manipulation des champs d'informations).

Vis-à-vis de notre question de recherche (Quel système de mesure de la valorisabilité et du changement de valeur en fin de vie peut permettre une éco-conception efficace et une réduction des risques réglementaires ?), l'ensemble des méthodes analysées dans la revue bibliographique comportent des outils, concepts et notions à suivre. Cependant, on distingue aussi trois lacunes, que nous proposons de compléter avec notre modèle :

- Certaines méthodes (pouvant être complexes à mettre en œuvre) considèrent le produit en fin de vie comme un assemblage, et non comme une liste de matériaux (Dahmus & Gutowski 2007; van Schaik et al. 2004). La méthode utilisée actuellement dans l'automobile (ISO22628) ne le fait pas. Permettre une modélisation plus proche de la réalité pour une grande variété de matières (métaux, plastiques, minéraux, etc.) est crucial de notre point de vue. **La modélisation en assemblage nous paraît indispensable à adopter.**

- Aucune des méthodes d'évaluation de la valorisation ne modélise des procédés de traitement aux stades « laboratoire » ou « pilote ». L'ensemble des méthodes s'appuient sur des technologies déjà déployées pour le traitement des produits hors d'usage, ou ne tient pas compte de ce paramètre. Or on sait que notre produit (le VHU) a une durée de vie minimale de 11 ans (voir 4.1.1-p.47), et que le temps écoulé entre les premiers instants de la conception et l'usage effectif du produit par un client est en moyenne de 5 ans. Une méthode d'éco-conception efficace pour répondre à notre question de recherche doit donc nécessairement s'appuyer sur l'**évaluation des procédés en marche industrielle comme de ceux en cours de développement**. Notre **vision** doit être **prospective**.

- Les méthodes vues dans la littérature ne permettent pas de connecter directement l'**évaluation de la valorisation** avec les **préconisations de conception**. Un retraitement des informations est systématiquement nécessaire pour lier les deux frontières. Il serait intéressant de proposer une nouvelle méthode qui permette un **lien direct**, supportée par des indicateurs de fiabilité.

Ces réflexions précisent nos besoins et font apparaître les caractéristiques du modèle devant nous permettre de répondre à la question de recherche. La démarche de recherche présentée en partie 7 est déployée au chapitre 2.

CHAPITRE 2 :
PROPOSITION D'UNE METHODE DE MODELISATION DES FILIERES DE TRAITEMENT, UTILISABLE POUR L'ECO-CONCEPTION

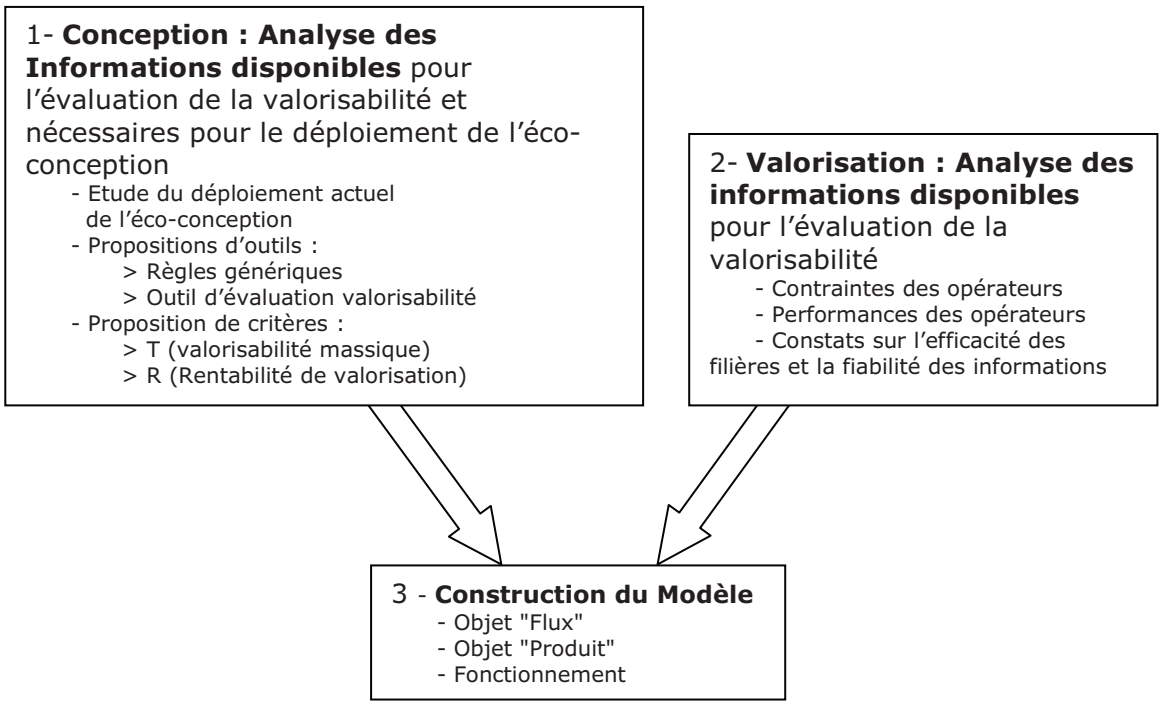


Figure 34 : Composition du Chapitre 2

1. Conception : Informations disponibles pour l'évaluation de la valorisabilité, et nécessaires pour le déploiement de l'éco-conception

Le développement de cette partie se fait en trois étapes :
- Tout d'abord nous décrivons et analysons la logique de développement d'un véhicule automobile chez le constructeur RENAULT, depuis les premiers concepts jusqu'à l'industrialisation réelle du véhicule. Cela nous permet de déterminer les informations disponibles pour l'évaluation de la valorisabilité.
- Nous étudions ensuite la prise en compte théorique puis réelle de l'éco-conception dans cette logique de développement. Cela nous fourni les informations nécessaires pour un déploiement efficace de l'éco-conception.
- Enfin, nous constatons que le développement de ces deux premières étapes contribue à répondre à la question de recherche, amène des outils de mesure, et pose de nouvelles questions.

1.1. Contexte industriel autour du développement de l'éco-conception

1.1.1. Logique de développement d'un véhicule automobile

La logique de développement est la même à échelle macroscopique pour les constructeurs automobiles (Renault 2007). Elle comprend toutes les phases de conception[52] du véhicule, depuis le jalon « Intentions » (moment où le concept du véhicule est imaginé) jusqu'au jalon « Accord de Fabrication (AF) » (moment où la production en série commence).

[52] La "Conception" désigne l' "Action de concevoir". "Concevoir" est définit par "Créer par la réflexion, la mise en œuvre des idées". Un "Concepteur" est une personne chargée de la conception (Petit Robert 2006). Ici, ce terme désigne toute personne du groupe RENAULT, en charge de la conception d'une partie de pièce, d'une pièce ou d'un groupe de pièces.

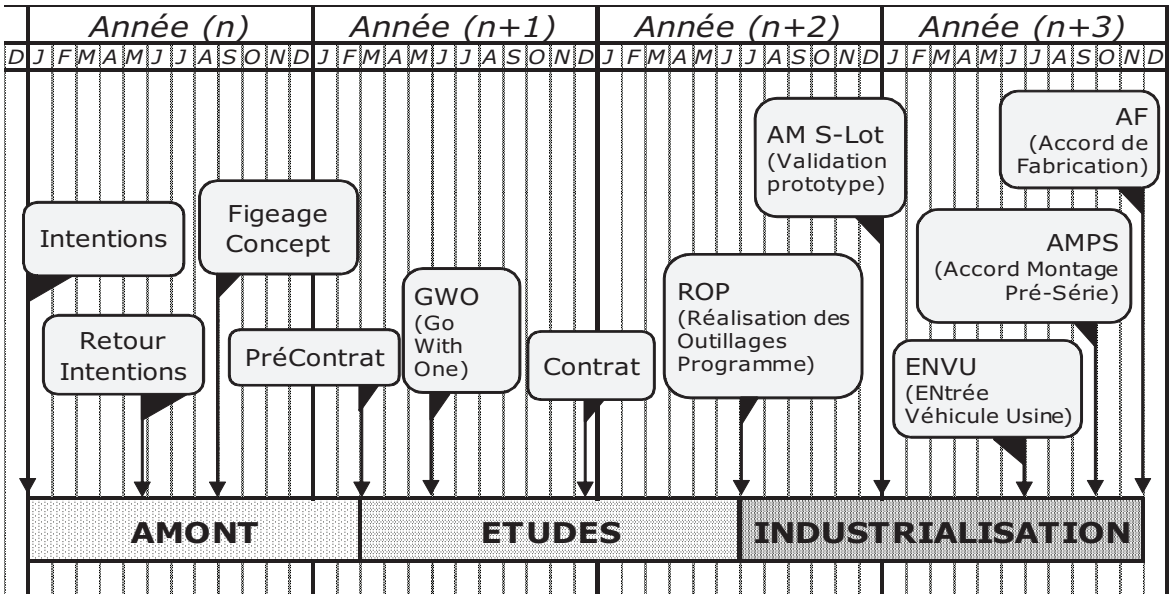


Figure 35 : Vue globale de la Logique de Développement Véhicule (Source RENAULT 2009)

Pour un nouveau véhicule, la durée totale de développement est de 47 mois (≈3 ans) (
Figure 35). Chez RENAULT, nous observons que c'est une durée qui a tendance à se raccourcir pour permettre une réduction des coûts de développement et une réactivité plus grande aux besoins du marché.

La logique est décomposée en trois grandes phases :
- Amont
- Etudes
- Industrialisation.

1.1.1.1. Phase AMONT

Le but de cette phase est de définir un véhicule vis-à-vis d'un besoin client, d'étudier sa rentabilité économique potentielle et sa faisabilité technique. Elle peut conduire à la poursuite du développement si la rentabilité et la faisabilité sont prouvées, ou à son arrêt dans le cas contraire.
L'implication des fournisseurs[53] de pièces commence dès le début de la phase amont. Ils sont intégrés (à des niveaux d'implication différents suivant le

[53] Les fournisseurs habituels des constructeurs automobiles français (et européens) sont multiples. Ils peuvent fournir des pièces simples (ex : réservoir à carburant) ou complexes (ex : boucliers avant et arrière). On citera pour exemple les sociétés Faurecia (Sièges, Boucliers, Planche de bord), Rieter (Habillages intérieurs), Plastic Omnium (Habillages intérieurs, Boucliers, Planche de bord), Visteon (Habillages intérieurs & extérieurs, Systèmes d'éclairage).

véhicule, le périmètre et le type de pièce) et mis en concurrence entre eux, en proposant plusieurs solutions répondant aux concepts du constructeur automobile. Lors du passage à la phase Etudes qui suit, il existe donc plusieurs fournisseurs travaillant sur la même pièce.

1.1.1.2. Phase ETUDES

C'est pendant cette phase que le véhicule et son moyen de production vont être définis. Les formes, fonctionnalité, plateformes (de conception, d'industrialisation et de vente), matières, fournisseurs, outillages, moyens de production et tous les autres paramètres conduisant à la méthode de production du véhicule vont tous être choisis et décris dans les moindres détails.
Le véhicule et ses moyens de production sont définis précisément, dans l'enveloppe Qualité, Coût, Délais, Prestation[54], jusqu'au jalon « Réalisation des Outillages Programme (ROP) ». Le produit est défini comme faisable et la réalisation des outillages est demandée. A partir de ce moment du projet, théoriquement, il n'y a plus aucune évolution produit, design ou technique.

1.1.1.3. Phase INDUSTRIALISATION

Cette phase consiste à transférer totalement les études réalisées sur le véhicule et son moyen de production aux usines. Au jalon « (Entrée des Véhicules en Usine) ENVU », les compétences et ressources disponibles sont intégralement transférées des bureaux d'ingénierie aux unités de production. Les effectifs des équipes projet sollicitées précédemment sont alors réduites au minimum vital, et assurent une fonction de support.
Le jalon « Accord de Fabrication (AF) » marque la fin du développement du véhicule. Le lancement de la production en grande série commence.

1.1.2. Périmètres de pièces

Chez RENAULT, le développement du véhicule est géré par périmètre de pièces. Ces périmètres sont des groupes de pièces élémentaires assurant ou

[54] Ces objectifs Qualité, Coûts, Délais et Prestation sont pour la suite du projet la cible globale à atteindre, appelée "enveloppe QCDP".

participant à une même fonction, étant souvent groupées dans une même zone du véhicule.

Superstructure	Echappement
Soubassement	Suspension moteur
Tôlerie & Ouvrants	Refroidissement moteur
Peinture	Pédalier & Frein de parking
Mécanismes & Toit ouvrant	Pièces démontables de soubassement
Etanchéité & Vitrages	Circuit à carburant
Accessoires extérieurs	Direction
Eclairage & Signalisation	Freinage
Essuyage & Lavage & Avertisseur	Roues & Pneus & Enjoliveurs
Planche de bord	Suspension
Chauffage & Climatisation	Essieu arrière
Instruments de Communication	Berceau avant & Bras inférieur
Systèmes de sécurité	Montage de roue
Habillages intérieurs	Systèmes électroniques & Distribution
Sièges	Electrotechnique

Figure 36 : Périmètres de pièces concernés par l'éco-conception (Source RENAULT)

Des pilotes sont nommés pour chacun de ces périmètres : les Pilotes Fonction Etude - PFE. Ils assurent la convergence de leur groupe de pièces vers les objectifs fixés, en suivant la logique de développement. Ils sont responsables de la coordination de l'ensemble des intervenants pour leur périmètre[55]. Au niveau supérieur, des équipes de synthèse assurent la cohérence de l'ensemble et font à leur tour converger tous ces périmètres de pièces distincts en un véhicule complet.

Il existe trente périmètres de pièces (Figure 36) qui sont pris en compte pour le déploiement de l'éco-conception chez RENAULT. Dans la logique de développement d'un véhicule, chacun de ces périmètres fonctionne avec une certaine indépendance.

1.2. Données disponibles pour l'éco-conception

Dans le processus de développement du véhicule, les possibilités de choix et de modifications des formes, tailles et matières des pièces diminuent à mesure que le projet avance. La marge de manœuvre est maximale dans la phase Amont, lorsque les fournisseurs sont sollicités. On peut à ce moment tout imaginer et évaluer différentes solutions en concurrence.

[55] Parmi les intervenants, on pourra citer les Acheteurs, le Produit, les Fournisseurs, le Marketing, etc.

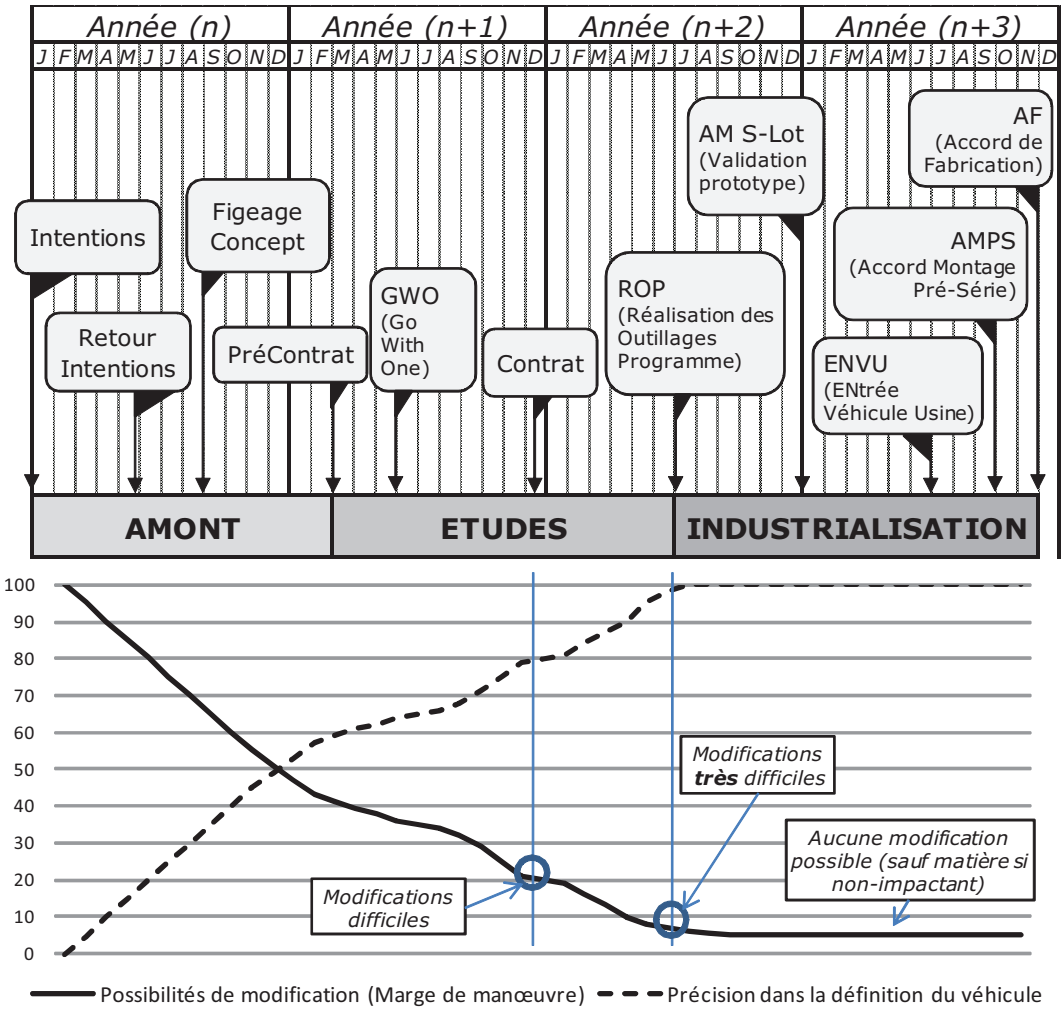


Figure 37 : Marge de manœuvre et Précision dans la définition du véhicule (%), en fonction de l'avancement du développement - Source RENAULT et Midler (2004)

Les solutions envisagées se figent à mesure que la connaissance sur le véhicule grandit. La Figure 37 propose une vue symbolique de l'évolution de la connaissance et de la définition technique du véhicule en fonction de l'avancement du projet (la graduation de 0% à 100% est fictive) : **Plus la connaissance technique du véhicule est précise, plus les possibilités de modifications diminuent**.

Ce constat est fait chez RENAULT pendant la période de recherche, il est vérifié dans la littérature par Midler (2004). Ce dernier fournit lui aussi deux courbes tracées arbitrairement en fonction de l'avancement du projet, et décrit le même phénomène.

Avant le jalon « Retour d'Intentions », les différents métiers, experts et fournisseurs commencent à proposer différentes architectures, matières,

revêtements et solutions techniques. Cela représente un grand nombre de solutions possibles. Une incertitude sur les choix techniques est encore présente à ce stade d'évolution du projet, et beaucoup des solutions envisagées ne verront jamais le jour.

N°	Désignation composant	Nombre	Matière	Poids	Taille
1	Corps de Clip d'accrochage Type 1	6	POM (plastique)	1,5gr	3cm
2	Insert de Clip d'accrochage Type 1	6	C67S (acier)	0,5gr	1,5cm
3	Clip d'accrochage Type 2	2	C67S (acier)	1,7gr	3cm
4	Corps de garniture de jupe	1	PP (plastique)	862gr	150cm

Table 15 : Exemple de Bill Of Materials (BOM) : Garniture de jupe Arrière MéganeIII (Source Renault)

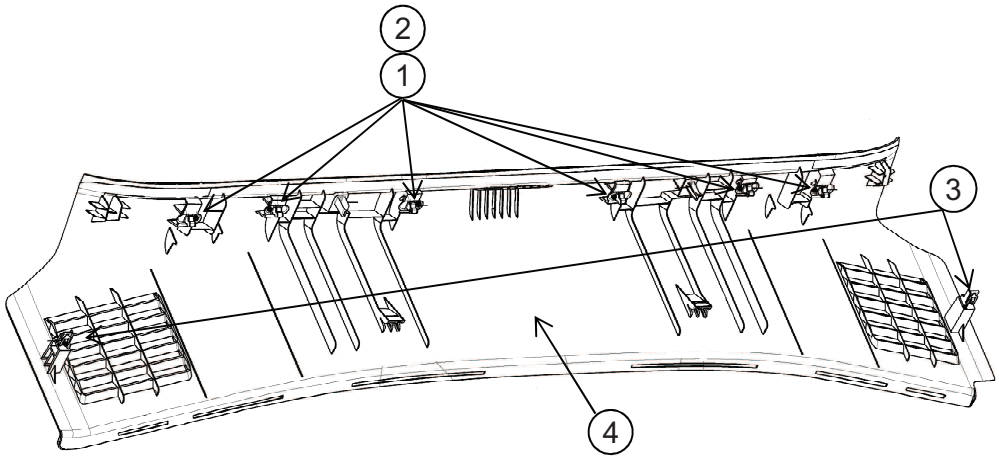


Figure 38 : Exemple de plan de pièce : Garniture de jupe Arrière MéganeIII (Source Renault)

A partir du jalon "Retour d'Intentions", le support des échanges entre les acteurs du projet se formalise. Il existe d'une part un tableau simple des composants de la pièce, appelé « Bill Of Materials (BOM) » (Table 15), et d'autre part des plans de la pièce (Figure 38).

On peut trouver dans la BOM, associée à chaque composant, une matière, des dimensions, ou toute autre information utile à la conception (couleur, revêtement, etc.). Le plan de la pièce est utilisé en correspondance à la BOM grâce aux numéros identifiant les composants.
Plus les choix sont arrêtés, et plus il devient coûteux de revenir en arrière. Les modifications deviennent difficiles à réaliser à partir du jalon Contrat, et presque impossibles à partir du jalon ROP. A ce stade du développement, les plans et la BOM qui étaient modifiables et pouvaient comporter plusieurs solutions deviennent complets et très précis.

Au-delà du jalon ROP, les seules modifications envisageables sont les changements de matières à coût égal ou inférieur, ne requérant ni un changement de la pièce (des points de vue forme, couleur, aspect), ni un changement des équipements (temps d'injection ou de mise en forme).

1.3. Mise en œuvre théorique de l'éco-conception

Chez le constructeur RENAULT, le déploiement et le suivi de l'éco-conception sont réalisés pendant la vie du projet par un "Expert éco-conception". Il a pour rôle de s'assurer que la 'performance' d'éco-conception attendue est bien assurée, donc bien prise en compte lors de la conception.

1.3.1. Implication et cibles de l'Expert éco-conception

L'Expert éco-conception doit s'assurer que le véhicule conçu atteint bien les objectifs réglementaires visés par les Directives VHU et RRR (voir Chapitre I, 3.2.5-p.44). Pour cela, sa démarche s'inscrit dans la logique de développement véhicule (Figure 39), et il interagit avec plusieurs des autres parties prenantes.

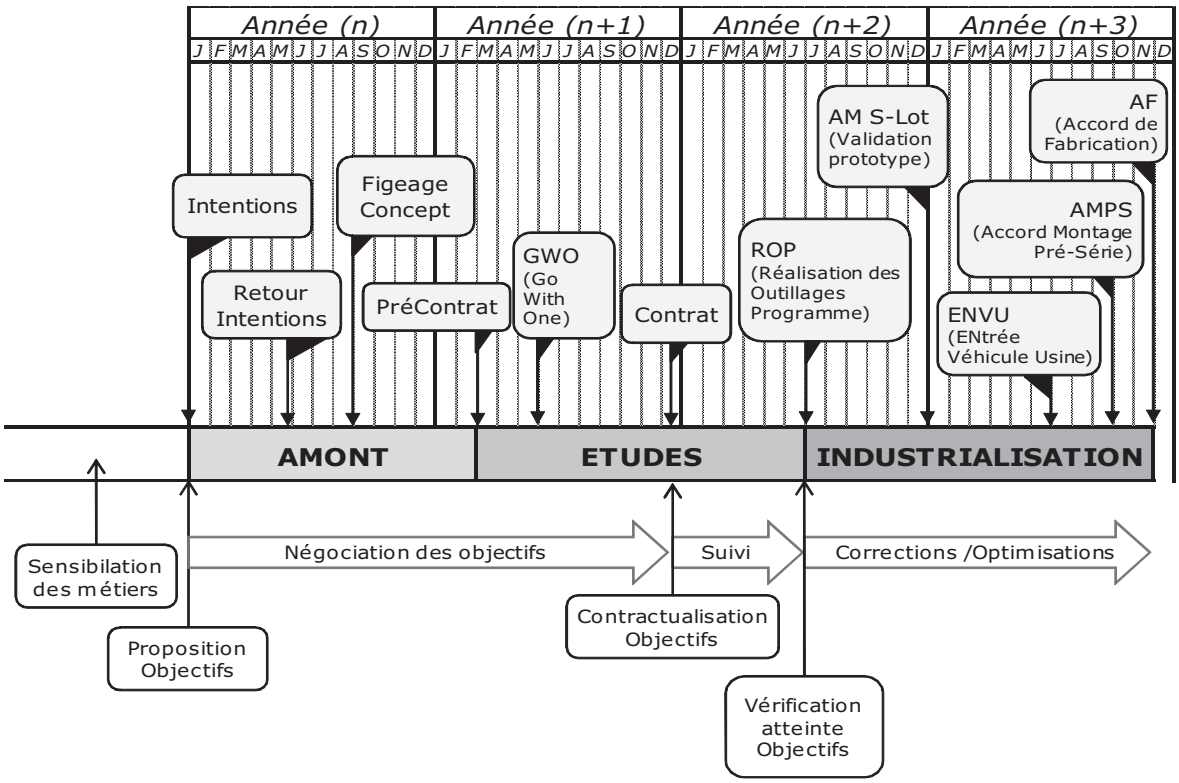


Figure 39 : Implication de l'Expert éco-conception dans la Logique de développement d'un véhicule (Source RENAULT).

Pour s'assurer que les objectifs des directives sont bien déployés au sein du projet, l'Expert éco-conception les décline en cibles mesurables. Leurs valeurs sont définies en accord avec chaque PFE en début de projet, et suivies pendant tout son développement :

- Niveau de connaissance des matières utilisées :
La directive VHU impose que l'ensemble des matières qui constituent les véhicules soit connu. Cet objectif décline la réglementation et impose une connaissance de 100% pour chaque véhicule. En d'autres termes, pour tout véhicule produit, le constructeur doit pouvoir fournir une liste de l'ensemble des matériaux employés.

- Taux de valorisation pour le Worst Case (le véhicule à priori le plus difficilement valorisable → voir Chapitre 1, 4.4.3-p.76 pour la définition précise du "Worst Case").

- Taux et coût de valorisation pour le véhicule à priori le plus vendu :
La directive VHU implique la responsabilité économique du constructeur automobile. RENAULT cherche donc à s'assurer que si la valorisation du parc des Véhicules Hors d'Usage devait lui être facturée, cela coûte le moins cher possible. Dans l'hypothèse où ces coûts devraient être engagés, la version du véhicule le plus vendu serait la plus représentée parmi les VHU.
Ainsi, de la même façon que l'éco-conception est déployée sur la version Worst Case, elle l'est sur la version à priori la plus vendue[56]. Le coût potentiel est évalué et suivi en cours de projet avec l'outil interne OPERA (détaillé plus bas).

- Proportion de matières plastiques recyclées et de matières d'origine renouvelable :
La proportion de matières plastiques recyclées à atteindre pour chaque nouveau type de véhicule (toutes versions confondues) est décidée en début de projet, puis suivie. Elle augmente progressivement de projet en projet. De la même façon, la proportion de matières d'origines renouvelables (coton, cuir, laine, etc.) est suivie sur chaque projet.

[56] La version à priori la plus vendue est évaluée en début de chaque projet par la direction du produit. Le client étant ciblé, on peut estimer quelles seront les motorisations, niveaux d'équipements et options qui auront le plus de succès.

Les concepteurs sont sensibilisés en début de projet aux objectifs de l'Expert éco-conception. Ce dernier propose ensuite les objectifs à atteindre au jalon « Intentions » aux acteurs du projet lorsque celui-ci démarre. Il négocie avec les différentes parties prenantes le niveau des objectifs, et contractualise leur atteinte au jalon « Contrat ». Par la suite, jusqu'au jalon « ROP », l'Expert éco-conception s'assure que les objectifs sur lesquels se sont engagés tous les acteurs du projet sont atteints. Au ROP, il vérifie que c'est bien le cas, et optimise (voire corrige) certains résultats, dans la mesure du possible.

1.3.2. Les outils de l'Expert éco-conception

1.3.2.1. Schéma 4 Phases

La répartition de la masse du véhicule dans les différents procédés de traitement est réglementée par les directives VHU (EC 2000) et RRR (EC 2005b). Elle peut varier, dans la limite de ce qu'impose la réglementation. Les procédés usuels de traitement pour un véhicule hors d'usage peuvent être divisés en quatre phases (voir Chapitre1, Figure 20-p.62). Cette division est aussi la base de la norme de calcul de la valorisabilité ISO22628, en vigueur dans l'automobile (ISO 2002).

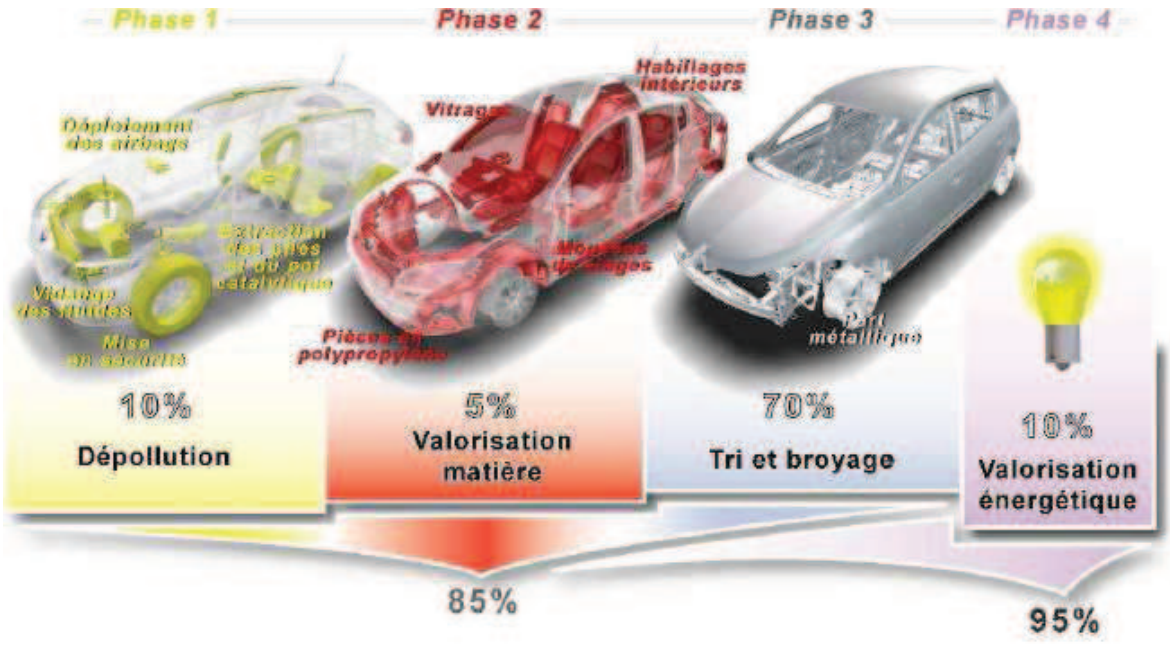


Figure 40 : Répartition des proportions massiques entre les 4 phases de traitement (Mégane III, RENAULT 2009)

Pour déployer et expliquer la stratégie d'éco-conception sur chaque véhicule, RENAULT définit les pièces qui iront dans chacune des quatre phases de traitement. La Figure 40 montre par exemple, pour la Mégane III, les proportions réparties suivant les différentes phases de traitement du véhicule en fin de vie.

Pour cet exemple, la fraction du résidu de broyage qui sera triée et recyclée est négligeable. Le constructeur préfère assurer le taux de recyclage matière en prévoyant le démontage des pièces (Phase 2 : 5%), et envoyer le résidu en valorisation énergétique (Phase 4 : 10%).

1.3.2.2. OPERA (Overseas Project for Economic Recovery Analysis)

Outre les outils bureautiques habituels de calcul et de communication utilisés dans tout projet d'ingénierie, l'Expert éco-conception dispose d'un outil spécifique créé par l'alliance RENAULT-NISSAN pour assurer sa prestation : OPERA (Overseas Project for Economic Recovery Analysis).

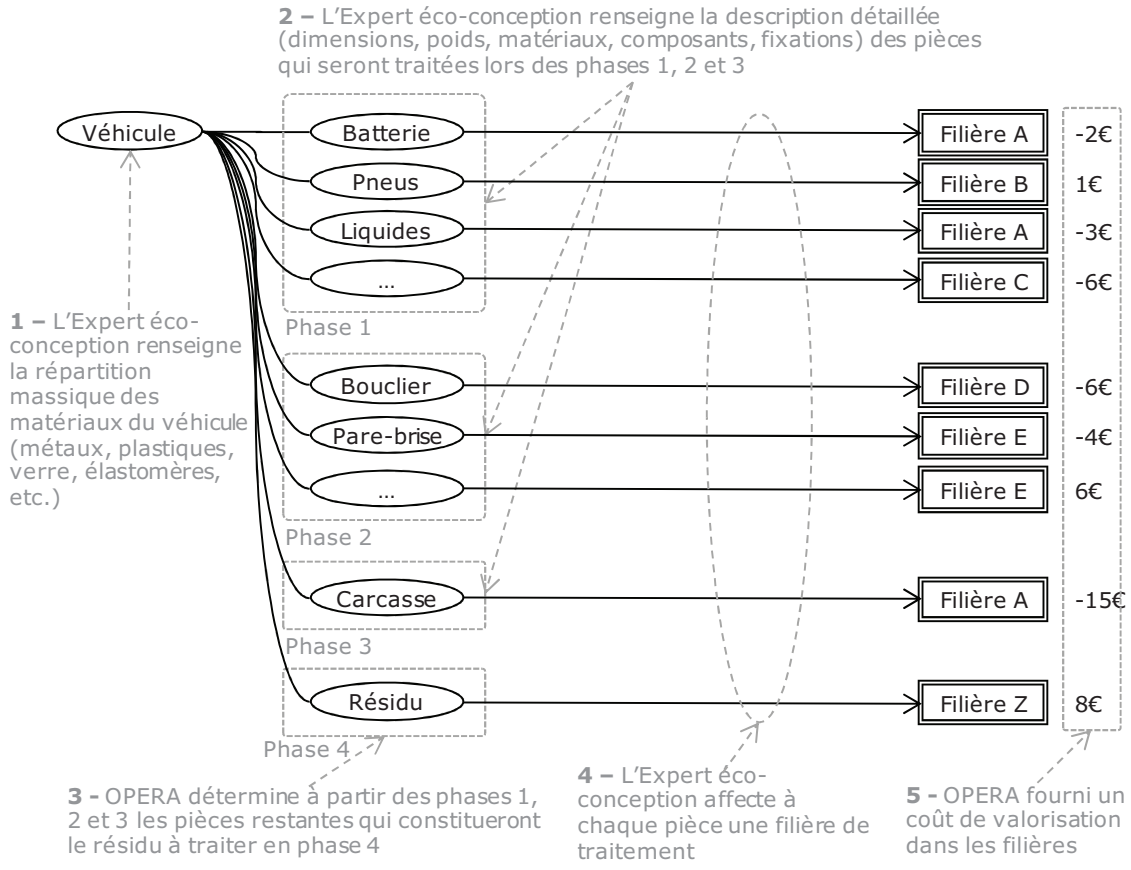


Figure 41 : Vue synthétique du fonctionnement de l'outil OPERA

C'est un outil informatique de calcul du coût potentiel de la valorisation (Figure 41). Il est destiné à aider l'Expert éco-conception dans l'évaluation et la cotation des différentes propositions de conception. OPERA est conçu pour évaluer le coût potentiel de la valorisation des pièces d'un véhicule, en s'appuyant d'une part sur leur démontabilité (en fonction des fixations et de leur emplacement dans le véhicule) et d'autre part sur leur « acceptabilité »[57] dans les filières usuelles connues. Le système fonctionne de la façon suivante :

1 - L'Expert éco-conception renseigne la répartition massique des matériaux du véhicule (métaux, plastiques, verre, élastomères, etc.)

2 - L'Expert éco-conception renseigne la description détaillée (dimensions, poids, matériaux, composants, fixations) des pièces qui seront traitées lors des phases de dépollution, de démontage et de broyage (Phase 1, 2 et 3 du traitement fin de vie du véhicule, voir 4.3.2-p.62)

3 - OPERA détermine à partir de ces renseignements les pièces restantes qui constituent le résidu à traiter en phase 4.

4 - L'Expert éco-conception affecte à chaque pièce décrite (pièces issues de la dépollution et du démontage) une filière de traitement

5 - OPERA fourni un coût de valorisation dans les filières pour l'ensemble des pièces. Pour les pièces de la phase 1 et 2, ce coût est déterminé en fonction des temps de démontage et des matières qui constituent chaque pièce :

Coût de valorisation (€) = Coût de démontage(€) + Coût de traitement des matières démontées (€)

Ce calcul est déterminée sachant que :

Coût de démontage (€) = Temps de démontage (s) · Taux horaire (€/s)
Coût de traitement des matières démontées(€) = Poids de matière non valorisable (kg) ·Coût de traitement résidus (€/kg) - Poids de matière valorisable (kg) · Prix de revente matière valorisée (€/kg)

Pour les pièces de la phase 3 et 4, le coût est déterminé uniquement en fonction des matières qui constituent les pièces (puisqu'il n'y a pas de démontage) :

[57] « Acceptabilité » peut ici être vu comme le « potentiel à être accepté » d'un pièce dans une filière de valorisation.

Coût de valorisation(€) = Poids de matière non valorisable (kg) ·Coût de traitement résidus (€/kg) - Poids de matière valorisable (kg) · Prix de revente matière valorisée (€/kg)

Si on examine la structure et les fonctionnalités d'OPERA, on peut imaginer qu'il puisse fournir des réponses à la question de recherche.
Cependant, même s'il présente effectivement des intérêts, il ne répond pas à toutes nos attentes :

Avantages	**Inconvénients**
- Outil qui s'apparente à du « Design for Disassembly », orienté vers le démontage manuel des pièces entières. Il prend bien en compte l'aptitude des pièces à être démontées.	- Intègre mal les filières différentes du démontage manuel (broyage sans démontage) - Les pièces à éco-concevoir sont vues comme une liste de matériaux et non comme des assemblages. - Pas de vision prospective : l'outil intègre uniquement des procédés au stade industriel, sans tenir compte de ceux au stade Pilote ou Laboratoire.

Table 16 : Synthèse des avantages et des inconvénients d'OPERA (outil d'évaluation de la valorisabilité utilisé chez RENAULT)

On constate d'après la Table 16 qu'OPERA présente les mêmes défauts que ceux synthétisés au Chapitre 1 (voir Partie 8.1 -p.85 à 92), et possède une efficacité limitée pour l'évaluation de la valorisabilité des solutions techniques.

De notre point de vue il présente donc trop de faiblesses. Aussi, nous considérons qu'il doit être remplacé, ou transformé, pour permettre de répondre à la question de recherche, aux problèmes avérés et aux besoins de RENAULT.

1.4. Du théorique au réel : observation des pratiques d'éco-conception

Pendant la période de recherche, le déploiement réel de l'éco-conception est observé. Le but de cette démarche est de déterminer les différences existant entre le processus théorique de déploiement de l'éco-conception dans les projets (détaillé ci-dessus) et les pratiques réelles.

1.4.1.1. Les freins à l'éco-conception observés

Un premier sondage est réalisé sur un échantillon de concepteurs RENAULT, travaillant dans plusieurs périmètres pièces du véhicule (Planche de bord, Sièges, Habillages intérieurs, Accessoires extérieurs, Chauffage & Climatisation, Pièces démontables de soubassement, Systèmes électroniques, Essieu arrière, Circuit à carburant, Eclairage Lavage Avertisseur). Les périmètres choisis ici représentent seulement 43% du nombre de périmètres visés par l'éco-conception (13 périmètres sur un total de 30, voir Figure 36-p.114), mais constituent 95% de la masse à éco-concevoir dans le véhicule[58].

Dans chacun des périmètres, les 13 concepteurs sont choisis pour la connaissance préalable qu'ils ont du sujet. Sans être experts, ils ont déjà été sensibilisés aux enjeux environnementaux, réglementaires et économiques.

La question posée est :
"Quels sont en général selon-vous les plus grands freins au déploiement de solutions éco-conçues ?"
Parmi les 8 réponses possibles (Table 17), le concepteur a la possibilité d'en choisir une ou plusieurs.

A	L'absence de propositions éco-conçues de la part des fournisseurs
B	L'absence de propositions, d'avis ou de soutien de la part de l'Expert éco-conception
C	La lisibilité des avantages pour les solutions proposées (environnementaux, économiques, réglementaires)
D	Le manque de soutien de la part de votre management ou de la direction de projet
E	La période d'arrivée des solutions éco-conçues dans la vie du projet (trop tard pour prise en compte)
F	La robustesse technique des solutions proposées
G	Le coût de la nouvelle solution (Matières, mise en forme)
H	Autre

Table 17 : Sondage "Freins à l'éco-conception" : Réponses possibles.

Les réponses possibles sont créées à partir de l'observation du déploiement de l'éco-conception pendant la période de recherche. Des freins ou dysfonctionnements sont visibles de manière systématique ou ponctuelle, différemment selon les projets et les solutions techniques. Obtenir des réponses à ce sondage a pour but de clarifier ces observations issues du terrain

[58] Cette proportion est évaluée d'après nos estimations, suite à ce qui a été observé pendant la période de recherche. Attention : cette proportion de masse n'est pas mesurée par apport au véhicule entier, mais uniquement sur les pièces visées par l'éco-conception (par exemple, la caisse métallique n'est pas prise en compte.)

de recherche, en dégageant les tendances systématiques, tous périmètres confondus.

Pour ne pas donner plus de poids dans le calcul à un seul périmètre ou à une seule personne, chaque concepteur interrogé a l'équivalent d'une voix. Pour les cas de réponses multiples, cette voix est répartie également sur les réponses choisies.

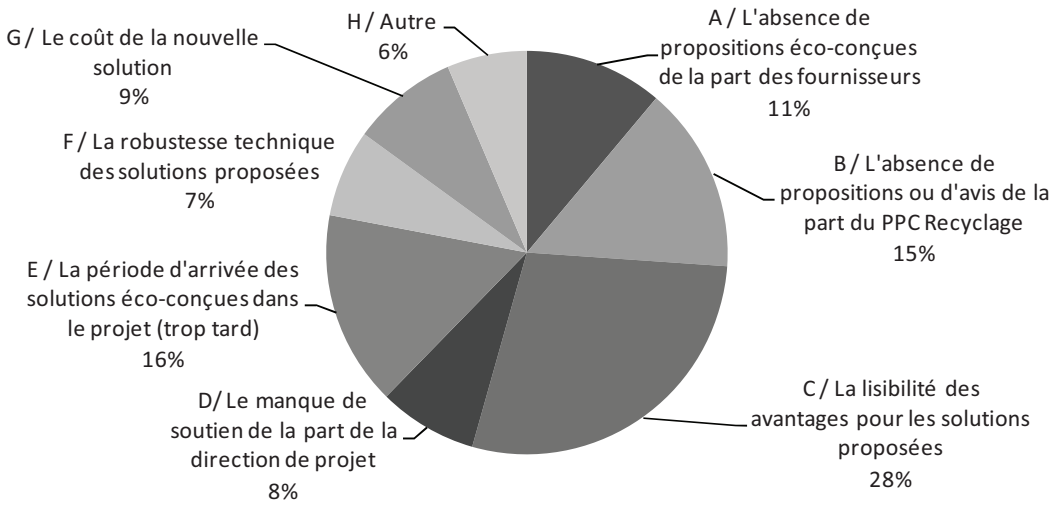


Figure 42 : Sondage "Freins à l'éco-conception" : Synthèse des résultats.

D'après les résultats (Figure 42) fournis par les concepteurs chargés du déploiement effectif de l'éco-conception dans les projets véhicules, on constate que :

- Le plus grand frein existant est la lisibilité des avantages pour les solutions proposées. 28% des personnes interrogées ne voient pas (ou mal) les intérêts (économiques, écologiques ou autres) à faire de l'éco-conception et ne distinguent pas les risques réglementaires.

- Le deuxième plus grand frein à l'éco-conception est la période d'arrivée des solutions éco-conçues dans la vie de projet (réponse E : 16%). Même si les concepteurs ont la volonté de modifier leurs pièces pour faciliter la valorisabilité, les solutions arrivent trop tard dans la logique de développement pour être prises en compte. On constate ici un effet concret de la diminution de marge de manœuvre en cours de projet, décrite plus haut (voir 1.2-p.114).

- Le troisième frein à l'éco-conception est l'absence de proposition ou d'avis de la part de l'Expert éco-conception (réponse B : 15%). Encore une fois, même si

les concepteurs ont la volonté d'introduire des solutions éco-conçues, ils n'ont pas concrètement les moyens d'agir et ne trouvent pas de réponse en interne.

- Le quatrième frein à l'éco-conception souligne l'absence de proposition de la part du fournisseur de pièce (réponse A : 11%). Ces derniers n'ont pas (ou ne proposent pas) de solutions techniques pour répondre à leurs attentes.

On note que les résultats de ce sondage ne mettent pas en avant les freins à l'éco-conception qui pourraient apparaître plus évident au premier abord. Le coût de la nouvelle solution (réponse G : 9%), le manque de soutien de la part de la direction de projet (réponse D : 8%) ou la robustesse des solutions proposées (réponse F : 7%) ne sont pas les réponses les plus importantes.

Les résultats de ce sondage confirment l'importance de la question de recherche, et orientent la recherche des réponses. Pour compléter les résultats du premier sondage effectué sur les freins à l'éco-conception, une deuxième question est posée aux concepteurs.

1.4.1.2. Le niveau d'expertise des concepteurs

Le but de cette deuxième interrogation est de connaître le niveau d'expertise demandé par le concepteur. A-t-il besoin d'être lui-même expert pour évaluer directement et rapidement les solutions du point de vue de la valorisabilité, ou au contraire a-t-il besoin de s'appuyer sur les compétences d'un expert ? La question est posée sur le même échantillon de concepteurs que pour le premier sondage :
"A l'heure actuelle, quel niveau d'expertise souhaiteriez-vous idéalement acquérir sur l'éco-conception ?"
Parmi les 4 réponses possibles (Table 18), le concepteur doit en choisir une seule.

A	Une grande expertise (en savoir autant que l'expert pour mon périmètre)
B	Une expertise moyenne (être sensibilisé aux enjeux et intégrer les grandes règles à appliquer)
C	Une expertise faible (être sensibilisé aux enjeux)
D	Aucune expertise (c'est le rôle de l'expert qui doit me fournir les arguments utiles et les défendre)

Table 18 : Sondage "Niveau d'expertise" : Réponses possibles

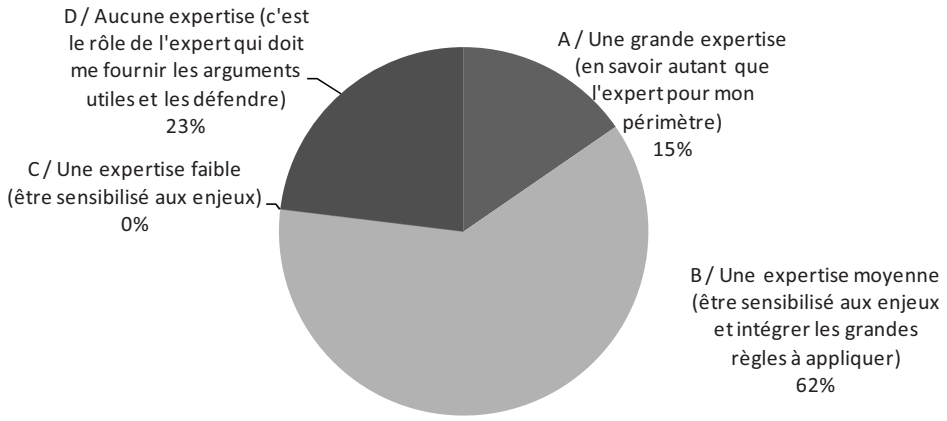


Figure 43 : Sondage "Niveau d'expertise" : Synthèse des résultats

Les résultats sont simples à interpréter pour ce deuxième sondage. La volonté des concepteurs est majoritairement (réponse B : 62%) de posséder une expertise moyenne et de s'appuyer sur l'expertise de l'Expert éco-conception. Cela confirme la nécessité qu'il y a de trouver des premiers éléments de réponses suite aux résultats du premier sondage, et de déployer des solutions à destination de l'Expert éco-conception.

1.5. Réponses au problème avéré "Freins à l'éco-conception"

Les résultats précédents nous permettent de fournir des réponses au problème avéré "Freins à l'éco-conception" énoncé au Chapitre 1 (4.4.6-p.79) :

On voit un certain nombre d'initiatives et d'intérêts à faire de l'éco-conception pour différentes raisons (préservation de l'environnement, image, gains économiques, etc., voir 1.2.2-p.27 et 2.2.3-p.34). Et pourtant, pour le produit automobile, d'après les chiffres venant du terrain sur la valorisation effective des VHU (voir 4.4.4-p.77), cela ne semble pas efficace. Il semble donc qu'il existe des freins à l'éco-conception.

Freins à l'éco-conception	Solutions envisagées
Lisibilité des avantages pour les solutions proposées (avantages à éco-concevoir)	Utiliser des critères compréhensibles et partagés par tous pour la mesure de la valorisabilité
Période d'arrivée des solutions éco-conçues dans la vie du projet (trop tard)	Augmenter la rapidité d'évaluation des solutions.
L'absence de propositions, d'avis ou de soutien de la part de l'Expert éco-conception	Fournir à l'Expert éco-conception les moyens d'évaluer la valorisabilité des solutions.
L'absence de propositions éco-conçues de la part des fournisseurs	Hors entreprise. Pas de réponse envisagée.

Table 19 : Premiers éléments de réponses pour lever les freins à l'éco-conception.

Réponse au Problème avéré n°4 (Freins à l'éco-conception).

Dans la Table 19 nous proposons des solutions, en fonction des principaux freins à l'éco-conception révélés par le premier sondage :

- Lisibilité des avantages à éco-concevoir
- Période d'arrivée des solutions éco-conçues dans la vie du projet (trop tard)
- L'absence de propositions, d'avis ou de soutien de la part de l'Expert éco-conception.
- L'absence de propositions éco-conçues de la part des fournisseurs.

On peut ajouter, grâce aux résultats du deuxième sondage, que la fonction de support et de préconisation pour l'éco-conception doit rester attribuée à l'Expert éco-conception.

1.6. Proposition d'outils et de critères pour déployer l'éco-conception

1.6.1. Outils d'éco-conception

Pour améliorer la rapidité du déploiement de l'éco-conception et l'efficacité d'évaluation des solutions techniques, nous proposons de fournir deux outils à l'Expert éco-conception, utiles à deux moments différents de la logique de développement du véhicule :

- des Règles génériques d'éco-conception
- un Outil d'évaluation de la valorisabilité

1.6.1.1. Outil 1 : Règles génériques d'éco-conception

Ce sont des règles de conception sur les matières, fixations et assemblages, applicables pour tout type de pièce. Elles ne permettent pas d'évaluer directement la valorisabilité d'une pièce mais sont utilisables par le concepteur sans l'intervention de l'Expert éco-conception.
Ces règles sont utiles avant chaque projet (lors de la sensibilisation des métiers par l'Expert éco-conception) et en début de projet (avant le jalon Retour d'Intentions), lorsque ni les plans, ni la BOM ne sont disponibles. Ces règles préparent l'éco-conception.

1.6.1.2. Outil 2 : Outil d'évaluation de la valorisabilité

A partir du moment où la BOM et les plans sont disponibles, un outil d'évaluation des solutions doit être créé, à destination de l'Expert éco-conception. Un minimum de paramètres de conception doit permettre la modélisation de la pièce en cours de conception, pour fournir au concepteur en retour une évaluation de la valorisabilité de sa pièce.
Ces paramètres de modélisation de la solution technique en cours de conception doivent être peu nombreux et aisément disponibles (le concepteur doit pouvoir les fournir rapidement), pour obtenir la plus grande réactivité d'évaluation de la valorisation.

1.6.2. Critères d'évaluation de la valorisabilité

Nous proposons l'utilisation de critères pour mesurer la valorisabilité de la solution technique (pièce) en cours de conception. Il est important qu'ils soient compréhensibles par tous (Expert éco-conception, Concepteur, équipe projet, fournisseurs) et utiles pour répondre à la question de recherche.

1.6.2.1. Taux massique T (%)

Le premier critère que nous proposons d'utiliser est le taux massique potentiel de valorisation de la pièce (T). Mesuré en pourcentage par rapport à la masse complète de la pièce à évaluer, il est constitué des taux de réutilisation (T_{REU}),

taux de recyclage (T_{REC}) et taux de valorisation énergétique (T_{VEN}). Le taux (T_{NV}) mesure la proportion de la pièce qui n'est pas valorisée.

$$T = T_{REU} + T_{REC} + T_{VEN}$$

$$T + T_{NV} = 100\%$$

Exprimé en pourcentage massique de la pièce, ce critère est facilement compréhensible par tous les acteurs de la conception (il représente la proportion de la pièce qui peut être valorisée). Il est de plus directement utilisable pour mesurer la conformité réglementaire (directives VHU et RRR).

1.6.2.2. Rentabilité R (€)

Le deuxième critère que nous proposons d'utiliser est la rentabilité potentielle de valorisation (R). Il permet d'évaluer la rentabilité potentielle en fin de vie que pourra avoir la pièce (exprimé en euros). Il est le résultat de la soustraction de la valeur finale des produits issus du traitement (R_{VFIN}) par le coût total de traitement (R_{CTRT}).

$$R = R_{VFIN} - R_{CTRT}$$

Ce critère peut lui aussi être partagé par tous car la mesure est réalisée en euros, sous réserve que les méthodes de calculs soient fiables et claires. Il complète le taux de valorisation potentiel en fournissant des mesures pour deux solutions techniques différentes ayant le même taux (T).

1.6.3. Cohérence avec la logique de développement

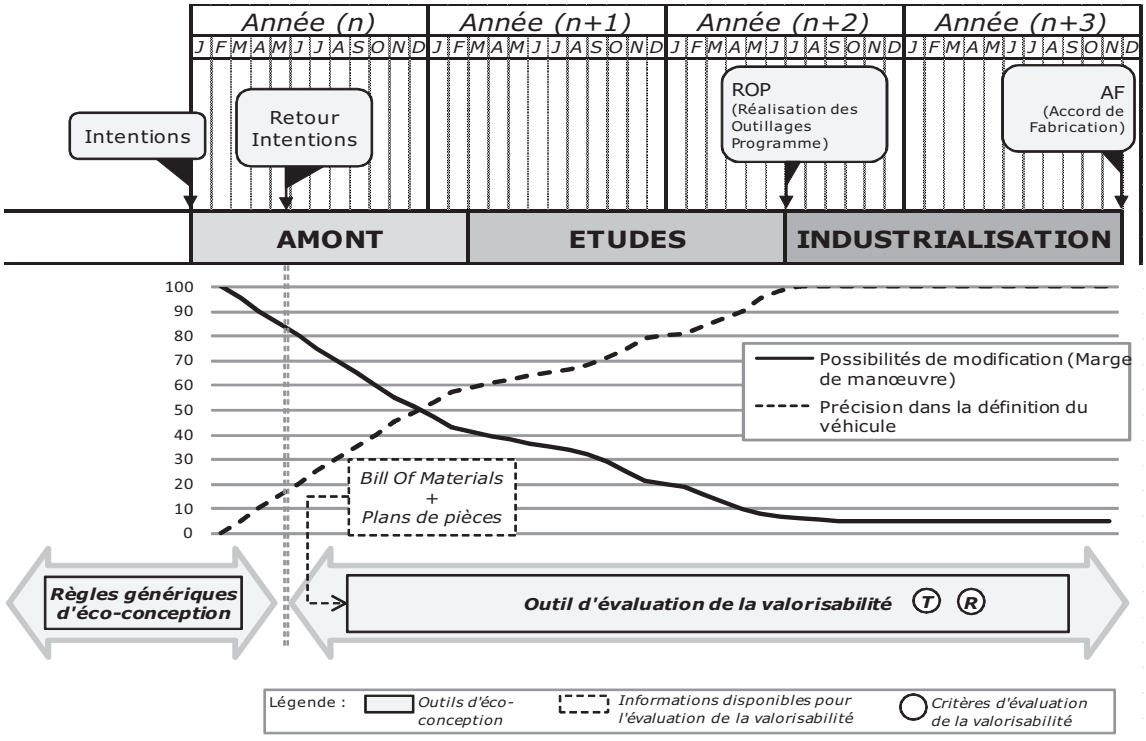


Figure 44 : Positionnement des outils et des critères proposés dans la logique de développement véhicule

La Figure 44 nous montre à quels moments de la logique de développement du véhicule les outils et les critères construits plus haut sont employés.

Avant le démarrage du projet véhicule, l'éco-conception est préparée, grâce à la prise en compte des règles génériques d'éco-conception (bonnes pratiques d'éco-conception). A partir du jalon R.I., la définition technique des pièces du véhicule se précise (on peut utiliser les Bill Of Materials et les Plans de pièces). Il est alors possible d'utiliser l'Outil de mesure de la valorisabilité, permettant de mesurer le niveau d'éco-conception des pièces. Cet outil de mesure s'appuie sur les deux critères T (Taux massique de valorisation) et R (Rentabilité potentielle de valorisation).

1.7. Synthèse et nouvelles questions

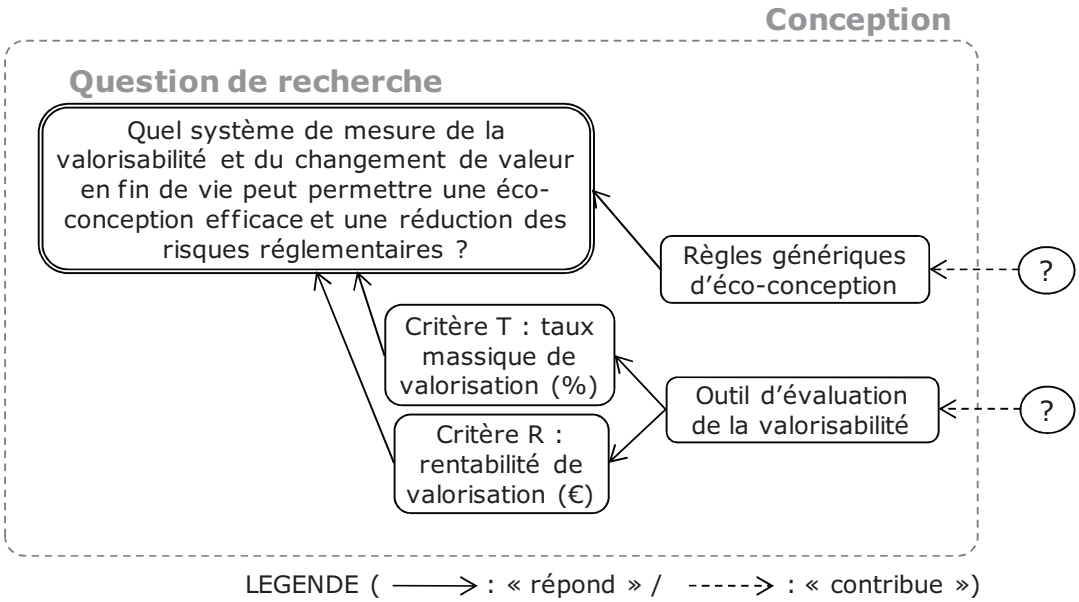


Figure 45 : Vue synthétique des premiers éléments de réponse à la question de recherche côté conception et nouvelles questions

Nous proposons de placer (Figure 45) les premiers éléments de réponses vis-à-vis de la question de recherche (voir Figure 27, Chapitre 1 -p.81).

Nous proposons de fournir deux types de données au concepteur :
- Les Règles génériques d'éco-conception (utiles avant, et en tout début de chaque projet, pour préparer l'éco-conception)
- L'évaluation de la valorisabilité d'une pièce (utile pendant la vie de projet, pour évaluer les solutions techniques), en utilisant les critères T et R définis plus haut.

La manière d'obtenir ces données utiles au concepteur nous amène de nouvelles questions :
- Comment construire des règles génériques d'éco-conception ?
- Comment construire un outil d'évaluation de la valorisabilité pour une pièce ?

Les réponses à ces questions sont cherchées dans la partie suivante, en analysant les informations disponibles sur les procédés de valorisation. Une fois ces informations intégrées, nous pouvons déterminer comment les traiter pour qu'elles puissent fournir les réponses.

2. Valorisation : Analyse des informations disponibles

L'analyse s'effectue en deux parties :
- Tout d'abord nous étudions les contraintes réelles de traitement pour différents opérateurs[59] de la fin de vie, et cherchons les paramètres utiles pour mesurer la valorisabilité T. Nous cherchons les habitudes de conception des pièces qui posent problème pour le traitement en fin de vie.
- Ensuite, nous cherchons les paramètres utiles pour mesurer la rentabilité R, en étudiant successivement l'évaluation d'un coût de traitement et l'évaluation d'une valeur fin de vie.

Nous observons suite à ces études qu'il est aussi utile d'évaluer la fiabilité des informations récoltées sur les procédés de traitement.

2.1. Contraintes des opérateurs de traitement fin de vie

Basée sur la classification des méthodes de traitement fin de vie réalisée (Voir Chapitre 1, Table 5-p.72), nous réalisons une analyse des contraintes de valorisation pour un échantillon de 137 opérateurs, sur le terrain ou dans la littérature. Une attention particulière est portée à la diversité de l'échantillon en termes de taille (chiffre d'affaire), secteur industriel, position géographique et statut (public/privé). Des grandes compagnies de traitement des déchets sont choisies, aussi bien que des petites entreprises privées et des laboratoires publics, à travers toute l'Europe.

Un sondage est réalisé auprès des opérateurs. La question posée (ou recherchée dans les références bibliographiques) est :
"Quelles sont les méthodes de conception des produits qui freinent le traitement en fin de vie, ou altèrent la rentabilité économique du traitement ?"
Cinq réponses sont possibles, chaque opérateur pouvant en choisir une plusieurs :
- Taille (taille des produits d'entrée)
- Compatibilité des matériaux (matériaux incompatibles pour le traitement)
- Assemblage (techniques d'assemblage des composants du produit)
- Forme (produits creux, tuyaux, etc.)
- Aucune

[59] Nous définissons ici un "opérateur" comme toute entreprise (grand industriel ou PME) ou laboratoire (public ou privé) développant ou utilisant un ou plusieurs procédés de traitement de produits en fin de vie.

Catégorie	Procédé de traitement	Opérateurs		Nbre Réponses positives*				
		Biblio	Terrain	T	C	A	F	N
Voie Humide	Flottaison	5	3	2	4	2	1	
	Flottation à la mousse	1	1		4	1	1	
	Tri par fluides supercritiques	1			1			
	Jig		1	2	2	2		
	Hydrocyclone	1		2			1	
	Tri par fluide magnétique		1	2	1	1		
Voie Sèche	Broyage différentiel	1	1	2	1			
	Filtration du calcin		1		1			
	Broyage par impacts	1						1
	Broyage par marteaux	2	1	2				
	Broyage par couteaux	2	5	2	3			
	Micronisation	2	2	2	1			
	Démontage pneus	5	1					1
	Démontage pare-brise	5	1					1
	Démontage pièce phase 2	5	2		2			
	Tri par courants de Foucault	1	2					1
	Mise en décharge	2			2			
	Production de papier abrasif	4	1	2	2			
	Mélange de mousses PU		5					1
	Réagglomération mousse PU		5	2	4			
	Production sous-couche routière	1		2	1			
	Tri électrostatique	2		2				
	Tri magnétique	2		2				
	Tri par spectrométrie Infrarouge	2		2				
Voie Chimique	Co-incinération en cimenterie	1		2	3			
	Compostage	1	1		2			
	Recyclage batterie par hydrométallurgie	2						1
	Recyclage batterie par pyrométallurgie	1						1
	Dissolution par fluide supercritique	1						1
	Dissolution sélective	1						1
	Extrusion plastique		5	2	2			
	Production céramique	1		2	1			
	Fonte acier		5	2	4	1		
	Fonte aluminium		2	2	4	1		
	Tri par lit fluidisé		1					1
	Dépolymérisation		1		4			
	Valorisation énergétique	3		2	3			
	Production verre creux	5	1	2	5			
	Production verre plat	5	1	2	5			
	Pyrolyse	2	1	2	2			
	Régénération chimique de batterie	1						1
	Régénération électrique de batterie	2						1
	Régénération huile noire	4						1
	Régénération glycol	1						1
Mixte	Broyage VHU		5		2		1	
	Dévulcanisation		2	2	3			
	Pressage	3		2				
	TOTAL	**79**	**58**	**50**	**69**	**8**	**4**	**14**

* Légende : T (Taille), C (Compatibilité), A (Assemblage), F (Forme), N (Aucune)

Table 20 : Contraintes de traitement pour l'échantillon des 137 opérateurs fin de vie

La Table 20 contient les réponses détaillées du sondage.

La contrainte "Taille" peut être illustrée avec une pièce de grande dimension, comme le pare-choc avant. En fin de vie, il peut être démonté, broyé, et envoyé chez un recycleur matière. Dans ce cas, sa taille est importante car si la pièce démontée est trop grande, elle ne rentre pas dans l'entrée du broyeur. Un découpage manuel est alors nécessaire, ce qui représente un surcoût.

La contrainte "Compatibilité des matériaux" peut être illustrée par une technique de conception appelée "slush". Les plastiques PP[60], PUR-E[61] et PVC[62] sont collés ensemble pour obtenir un effet 'moelleux' sur les planches de bord automobiles. En fin de vie, les techniques de tri existantes ne sont pas capables de traiter cet assemblage. Lors de l'extrusion, le PUR-E provoque alors la création de points de faiblesse dans la matière recyclée[63], et dégrade fortement les qualités techniques du PP recyclé. Le PUR-E est vu dans ce cas comme un polluant pour le PP.
A titre de deuxième exemple, on cite le cas des inserts métalliques dans la mousse PUR-E, où la mousse est surmoulée autour de tiges métalliques. Ces inserts sont utilisés dans la conception de sièges automobiles pour renforcer leur structure. Pendant le traitement en fin de vie, l'objectif est de broyer la mousse PUR-E et de la réagglomérer. Les inserts métalliques viennent alors abîmer les lames des broyeurs à couteaux. Dans ce deuxième cas, les tiges métalliques sont polluantes pour le recyclage de la mousse.
Pour ces deux exemples, les matériaux auraient pu être recyclés ou valorisés séparément, et présenter une valeur économique intéressante. C'est le mélange des matériaux ensemble qui rend la valeur de la fraction finale plus basse.

La contrainte "Assemblage" peut être illustrée avec le collage des plastiques PP et PET[64] pour des applications d'habillage intérieur (ces pièces d'habillage ont pour rôle de masquer la tôle à l'intérieur de l'habitacle de la voiture). Les deux composants plastiques sont collés ensemble et ne sont pas séparés lors du broyage ou lors des opérations de tri (par flottaison). Séparément, ces deux plastiques sont tous les deux valorisables, mais la technique d'assemblage rend l'ensemble non valorisable.

[60] Polypropylène
[61] Polyuréthane expansé
[62] Polychlorure de vinyle
[63] Le PUR-E ne peut pas fondre comme le PP, car c'est un plastique Thermodurcissable
[64] Polyéthylène Téréphtalate

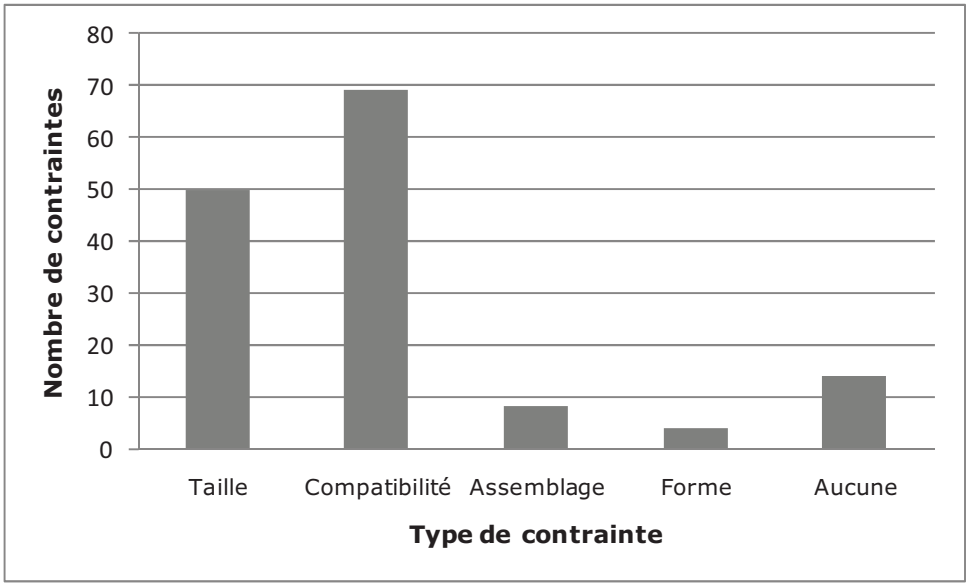


Figure 46 : Contraintes de traitement en Fin de vie : synthèse pour les 137 opérateurs

La synthèse des réponses pour les 137 opérateurs fin de vie (Figure 46) nous permet de voir que 97% des contraintes rencontrées sont de trois types : Taille, Compatibilité des matières et Assemblage.

Ce résultat contribue à la construction de la réponse à la question de recherche. Pour les deux outils que nous construisons (règles génériques d'éco-conception et outil d'évaluation de la valorisabilité), nous devons chercher à déterminer les valeurs limites de taille, de compatibilité et d'assemblage en conception qui posent problème lors de la valorisation.

2.2. Evaluation de la Rentabilité du traitement fin de vie

La mesure de la rentabilité du traitement en fin de vie complète la mesure de la valorisabilité technique (la recherche des limites techniques pour les paramètres de taille, de compatibilité et d'assemblage vus ci-dessus). Nous proposons tout d'abord dans cette partie une méthode d'évaluation d'un coût de traitement, puis une méthode d'évaluation de la valeur d'un produit traité.
La soustraction de la valeur par le coût nous donne la rentabilité du traitement, soit la valeur du critère R (voir 1.6.2.2-p.129).

2.2.1. Evaluation du coût de traitement (R_{CTRT})

Pour construire la méthode d'évaluation d'un coût de traitement, nous utilisons la méthode des "coûts complets", vue dans la littérature (voir Chapitre 1, 8.2.2-p.95). Elle permet, pour un procédé de traitement, de ramener l'ensemble des coûts de production (directs et indirects) à une unité produite.
Nous choisissons cette méthode car elle est facile à déployer, et permet de travailler sur chaque type de filière de la même façon (réutilisation, recyclage, valorisation énergétique, mise en décharge, etc.). Elle permet ainsi systématiquement d'obtenir une valeur finale en euros par tonne entrante.

		Valeur disponible	**Règle d'allocation**	**Valeur finale**
Coûts directs (variant avec la production)	Achat matières premières	[euros/tonne entrante][65]	aucune	[euros/tonne entrante]
	Coût de stockage	[euros/tonne entrante]	aucune	[euros/tonne entrante]
	Consommation gaz et fluides des équipements	[euros/tonne entrante]	aucune	[euros/tonne entrante]
	Consommation électrique des équipements	[euros/tonne entrante]	aucune	[euros/tonne entrante]
	Salaires (production)	[euros/tonne entrante]	aucune	[euros/tonne entrante]
	Elimination déchets ultimes	[euros/tonne entrante]	aucune	[euros/tonne entrante]
Coûts indirects (ne variant pas avec la production)	Remboursement des terrains et bâtiments	[euros/an]	[euros/an]/ [tonne entrante/an]	[euros/tonne entrante]
	Remboursement des équipements	[euros/an]	[euros/an]/ [tonne entrante/an]	[euros/tonne entrante]
	Maintenance des équipements	[euros/an]	[euros/an]/ [tonne entrante/an]	[euros/tonne entrante]
	Salaires (management)	[euros/an]	[euros/an]/ [tonne entrante/an]	[euros/tonne entrante]
	Consommations électriques fixes (éclairage, bureaux, etc.)	[euros/an]	[euros/an]/ [tonne entrante/an]	[euros/tonne entrante]

Table 21: Méthode de calcul des coûts de traitement (basé sur la méthode des "coûts complets")

[65] Le terme "tonne entrante" désigne une tonne entrant dans le procédé de traitement.

Les coûts indirects (indépendants de la production) sont ajoutés aux coûts directs (proportionnels à la production) grâce à une règle d'allocation simple que nous proposons :

$$Valeur\ finale\ directe\ (€/T) = \frac{Valeur\ indirecte\ (€/an)}{Capacité\ de\ traitement\ annuelle\ (T/an)}$$

Le résultat de la division fournit une valeur exprimée en euros par tonnes entrante, tout comme les coûts directs.
Les coûts directs et indirects pour un procédé de traitement fin de vie sont synthétisés dans la Table 21. Ces postes de coûts ont été déterminés à partir de l'analyse de l'activité des 137 opérateurs fin de vie.
La méthode de calcul nous permet d'obtenir (R_{CTRT}), utilisée pour le calcul de la rentabilité R.

2.2.2. Evaluation d'une valeur des produits en fin de vie (R_{VFIN})

Evaluer la valeur d'un produit en fin de vie revient à déterminer la valeur du produit final, sortant d'une filière de traitement. Cette valeur représente le prix que serait prêt à payer un éventuel acheteur pour acquérir le produit (dans ce cas la valeur est positive), ou le prix que devrait payer le dernier détenteur pour éliminer le produit (dans ce cas la valeur est négative). Dans les deux cas, nous définissons la valeur du produit en fin de vie comme la valeur économique qu'il représente pour la société.
Considérant les difficultés à obtenir une valeur pour les produits en fin de vie (voir Chapitre 1, 1.2.1-p.24 et 8.2.1-p.93), nous proposons la méthode suivante :

- Pour les **matériaux métalliques** séparés (acier, cuivre, aluminium) : on utilise la **valeur de référence officielle**, fournie pour la zone Europe par le London Metal Exchange[66]. Cette valeur est moyennée sur un an, de manière à lisser les variations brutales de prix.

[66] http://www.lme.com

- Pour les **matériaux plastiques séparés** (PP, PEhd, PA, PET, etc.) : il n'existe pas de valeurs de références. On utilise donc les **valeurs constatées** d'offres et de demandes sur les marchés non contrôlés[67], dans lesquelles sont contenues les valeurs d'achat de matières recyclées faites par RENAULT[68].

Produit	Disponibilité		Exchange USD/Ton		Exchange EUR/Ton	
	Ville	Pays	Dem.	Offre	Dem.	Offre
PP	IZMIR	TURKEY	250		204	
PP	IZMIR	TURKEY	750		613	
PP	UTENA	LITHUANIA	650		532	
PP	ATHEN	GREECE	300		245	
PP	HAIFA	ISRAEL		760		622
PP	JEDDAH	SAUDI ARABIA		900		736
PP	JEDDAH	SAUDI ARABIA		650		532
PP	Or Akiva	ISRAEL		750		613
PP	Sharjah	United Arab Emirates		750		613
PP	Rosh Ha'ayin	Israel		860		703
PP	LONDON	United Kingdom		320		261
PP	LONDON	United Kingdom		290		237
PP	Paris	France		790		646
PP	Bristol	United Kingdom		450		368
PP	Bristol	United Kingdom		550		450
PP	Afula	Israel		600		491

Table 22 : Valeurs constatées d'offres et de demandes sur les marchés non contrôlés (exemple du Polypropylène)

Ces valeurs (Table 22) sont elles aussi moyennées sur un an, de manière à lisser les variations brutales de prix.

- Pour les pièces démontées entières et remises à niveau, on affecte la même valeur à la pièce que la pièce d'occasion équivalente.

- Pour les résidus de tri, on utilise le prix constaté d'élimination en décharge ou de valorisation énergétique, en France, que devra payer le dernier détenteur (valeur négative).

La méthode de calcul nous permet d'obtenir (R_{VFIN}), utilisée pour le calcul de la rentabilité R.

[67] Il existe des bourses d'échanges de matériaux plastiques secondaires. Nous travaillons ici avec (http://euro.recycle.net) et (http://www.recycleinme.com).
[68] Source direction des achats RENAULT. RENAULT consomme des matières plastiques recyclés issues des filières de recyclage.

2.3. Constats sur l'efficacité des filières et la fiabilité des informations récoltées : Création d'indicateurs

2.3.1. Fiabilité technico-économique des procédés : Indicateur TER

La mesure de la rentabilité du traitement n'est pas suffisante pour déployer l'éco-conception. En effet, si l'on souhaite donner au modèle une vision prospective des procédés en cours de développement, en prenant en compte les procédés au stade de développement laboratoire, pilote et industriel, il faut pouvoir juger les performances mesurables 'à priori' aujourd'hui, ainsi que les potentialités de développements futurs. De plus, il est indispensable de disposer d'un deuxième indicateur si le premier (le coût de traitement) fournit les mêmes valeurs pour deux procédés en concurrence.

Variable	Description	C
TER_1	[Faisabilité technique] : Niveau de développement de la technologie	11
TER_2	[Capacité actuelle] : Capacité actuelle de traitement pour tous les opérateurs	11
TER_3	[Débouchés potentiels] : Qualité des débouchés potentiels pour les produits de sortie	11
TER_4	[Nature économique Sortants] : Compétitivité des produits de sortie sur le marché	11
TER_5	[Financement extérieur] : Montant des aides économiques extérieures pour supporter le procédé de traitement	8
TER_6	[Gisements disponibles] : Quantité de produit d'entrée disponible	8
TER_7	[Coût de traitement] : Niveau du coût de traitement	8
TER_8	[Nombre d'opérateurs] : Nombre d'opérateurs différents utilisant le procédé de traitement	8
TER_9	[Evolution de la réglementation] : Impacts futurs de la sévérisation de la réglementation	6
TER_10	[Réglementation] : Impact actuel de la réglementation	6
TER_11	[Libre concurrence entre opérateurs] : Type de relations échangées par les opérateurs	3
TER_12	[Qualité Intrants]: Qualité des produits d'entrée nécessaire pour un traitement rentable	3
TER_13	[Stabilité] : Variation de la disponibilité des produits d'entrée	3
TER_14	[Santé des opérateurs] : Santé économique de ceux qui utilisent le procédé	3

Table 23. Variables de l'indicateur TER et coefficients

Nous construisons donc un indicateur de mesure de la performance technique et économique TER [69], composé de 14 variables, chacune possédant un coefficient "C" différent.

[69] Technical & Economic Reliability

Les 14 variables (Table 23), ainsi que la valeur C des coefficients associés (classés dans la table par importance décroissante), sont basés sur l'étude des performances techniques et économiques des 137 opérateurs de traitement (voir Table 20 -p.133).

- Les quatre premières, [Faisabilité technique], [Capacité actuelle], [Débouchés potentiels] et [Nature économique Sortants] possèdent le plus fort coefficient (C=11) car elles déterminent la survie immédiate du procédé de traitement.

- Les suivantes, [Financement extérieur], [Gisements disponibles], [Coût de traitement], [Nombre d'opérateurs], [Evolution de la réglementation] et [Réglementation] ont une importance moins grande (C=6 à 8) car elles peuvent avantager ou désavantager un Flux, mais ne sont pas vitales pour sa survie (sauf toutes ensemble).

- Les dernières, [Libre concurrence entre opérateurs], [Qualité Intrants], [Stabilité] et [Santé des opérateurs] ne peuvent pas réellement altérer la valeur finale de TER, mais peuvent aider à distinguer deux Flux presque similaires.

Chaque variable prend une valeur "V", comprise entre 0% et 100%.

La somme de tous les coefficients « C » atteint 100, pour pouvoir obtenir un pourcentage. L'indicateur TER global, valable pour le procédé de traitement, est calculé selon la moyenne pondérée suivante :

$$\mathrm{TER} = \frac{\sum_{x=1}^{15}(\mathrm{TER_x(V)}.\,\mathrm{TER_x(C)})}{100}$$

On remarque dans la description de TER que les variables à caractère technique (1,2,3,6,8,12,13) sont mélangées aux variables à caractère économique (4,5,7,9,10,11,14). Le but est de pouvoir évaluer des Flux étant à plusieurs stades de développement différents.

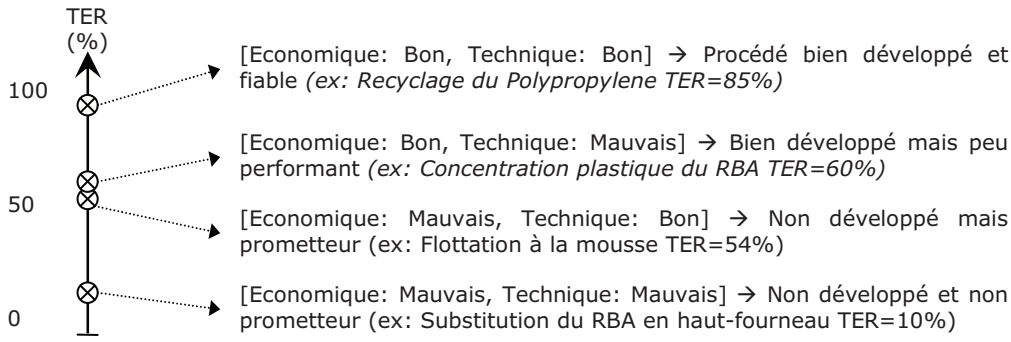


Figure 47 : Influence des variables techniques et économiques pour le calcul de TER

L'indicateur TER doit pouvoir évaluer les procédés au stade industriel de leur développement (pour lesquels les informations de performance économiques sont disponibles) aussi bien que ceux au stade laboratoire (pour lesquels les informations économiques sont absentes car le Flux est trop récent). Pour les procédés possédant une valeur moyenne de TER (proche de 50%), une distinction entre la performance technique et économique n'est pas utile, le plus important est de détecter les procédés avec un TER faible (proche de 0%), non-utilisables pour l'éco-conception (Figure 47).

2.3.2. Fiabilité des informations récoltées : Indicateur IR

Nous notons de plus lors de l'étude des procédés de traitement des 137 opérateurs (voir Table 20-p.133), que la fiabilité des données récoltée est disparate. Elle varie selon la source et est influencée par la concurrence, la confidentialité ou le lobbying.

A titre d'exemple de la disparité des informations pour un procédé de traitement, on cite le cas de l'utilisation du résidu de broyage automobile (RBA) comme agent réducteur en haut fourneau. Le RBA viendrait théoriquement dans ce procédé substituer le coke[70], pour permettre la transformation du minerai de fer en fonte. Cette piste de valorisation du RBA pourrait être intéressante dans la mesure où d'une part elle permettrait de traiter le RBA, et d'autre part elle permettrait d'éviter de consommer du coke.

[70] Dérivé du charbon

On relève au sujet de ce procédé les informations discordantes suivantes :

- Un rapport de l'université d'Helsinki montre que le RBA contient trop de matériaux chlorés et de cuivre pour pouvoir être utilisé comme agent réducteur en haut-fourneau (Zevenhoven & Saeed 2002)

- Un article publié dans la revue "Waste Management" démontre à l'aide d'un modèle simulant le fonctionnement d'un haut-fourneau, qu'il est possible d'utiliser le RBA comme agent réducteur (Mirabile et al. 2002).

- L'APME produit un rapport (APME 2007) dans lequel elle met en avant le procédé de tri du RBA "Volkswagen-SiCon", qui prévoit qu'une partie des RBA soit utilisée comme agent réducteur en haut-fourneaux par Voest Alpine[71]. Le procédé serait donc viable techniquement et économiquement.

- Un scientifique de l'Université de Lulea (Suède) montre qu'il est très difficile d'utiliser le RBA comme agent réducteur en haut-fourneaux, à moins de contrôler très précisément le contenu en métaux non-ferreux (Nourreddine 2007), ce qui engendrerait des coûts insupportables.

Considérant toutes ces sources d'informations discordantes pour le même procédé, il est difficile de distinguer s'il est viable. On voit qu'il est par conséquent indispensable de prévoir un indicateur de fiabilité des informations récoltées, et d'en tenir compte lors de la construction de la méthode d'éco-conception.

Les informations sur les procédés de traitement sont disponibles dans les publications scientifiques, rapports, résultats expérimentaux et via une multitude d'autres sources différentes.
La norme internationale ISO14044 (ISO 2006b) propose une méthode d'évaluation de la qualité des données pour les analyses de cycle de vie. Nous utilisons dans notre modèle les six critères fournis par cette norme (Origine, Précision, Age, Couverture technique, Couverture temporelle et Couverture géographique) et en ajoutons un septième : Indépendance de l'information. Nous considérons en effet que selon l'indépendance d'opinion du créateur de la source, la qualité de peut différer.

[71] Groupe d'aciérie international d'origine autrichienne.

L'indicateur IR[72] utilisé dans le modèle est basé sur 7 critères. Les valeurs pour chaque critère doivent être choisies entre 0% et 100%, de façon arbitraire (selon le ressenti de l'expert). Il décrit la qualité de plusieurs sources d'information (rapports, documents, articles, etc.) utilisées pour décrire un procédé de traitement.

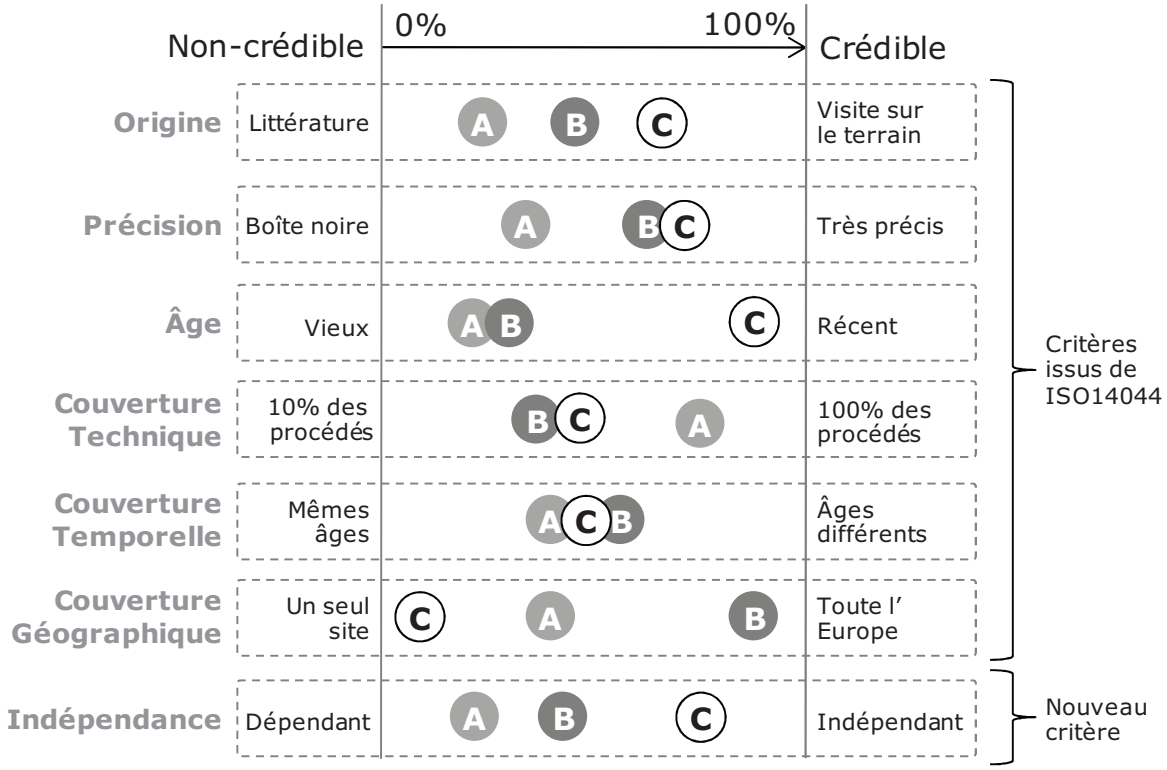


Figure 48 : Exemple de répartition de 3 sources d'informations, pour un même procédé

Dans l'exemple de la Figure 48, trois sources d'informations A, B et C sont utilisées pour connaître les performances techniques et économiques du procédé.

L'indicateur IR étant valable pour le procédé dans son ensemble, on utilise la méthode qui suit pour le calculer.

IR_y_z(V) est la valeur de la source d'information "z" sur le critère "y". Cette valeur est comprise entre 0 et 100.
On définit "Z" comme le nombre total de sources d'informations, et la valeur sur un critère "y" est :

[72] Information Reliability

$$IR_y(V) = \frac{\sum_{z=1}^{Z}(IR_y_z(V))}{Z}$$

IR_y(C) est le coefficient de pondération de chaque critère "y". Il est calculé à partir de l'écart type des sources d'informations pour le critère. Si toutes les sources sont regroupées ensemble (exemple Figure 48, Critère "Couverture temporelle"), le coefficient sera élevé. Au contraire si toutes les sources sont dispersées (exemple Figure 48, Critère "Couverture géographique"), le coefficient sera faible.
Le coefficient de pondération IR_y(C) est donc calculé en mesurant l'écart type (Fonction "S()") de IR_y_z(V) autour de la moyenne IR_y(V), comparé à 100 :

$$IR_y(C) = \frac{100 - S(IR_y(V))}{100}$$

On obtient finalement la valeur de IR, valable pour le procédé, par simple moyenne pondérée :

$$IR = \frac{\sum_{y=1}^{7}(IR_y(V) \cdot IR_y(C))}{7}$$

L'indicateur IR est maintenant prêt à être utilisé dans la méthode de modélisation.

2.4. Synthèse

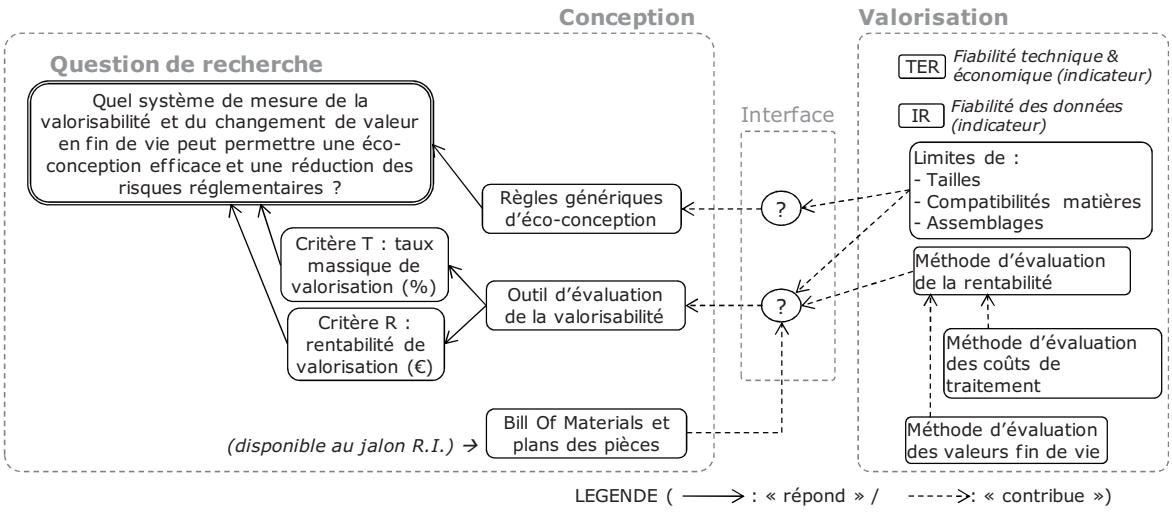


Figure 49 : Vue synthétique des premiers éléments de réponse à la question de recherche côté Conception et côté Valorisation.

Nous plaçons en Figure 49 les nouveaux éléments de réponses vis-à-vis de la question de recherche, côté Valorisation. On peut voir que les règles génériques d'éco-conception sont déterminées directement par la recherche des limites acceptables de tailles, compatibilités matières et assemblages pour un opérateur fin de vie.
L'outil d'évaluation de la valorisabilité fonctionne quant à lui d'une part sur la prise en compte de ces limites de traitement, et d'autre part sur l'évaluation de la rentabilité des procédés. Il utilise aussi directement les données issues des BOM et des plans, disponibles à partir du jalon projet "Retour d'Intention".

2.5. Réponse au problème avéré "Durée de vie et éco-conception"

Les résultats précédents nous permettent de fournir des réponses au problème avéré " Durée de vie et éco-conception " énoncé au Chapitre 1 (4.4.6-p.79) :

La multitude de technologies de traitement disponibles à différents stades d'évolution (laboratoire, pilote, industriel), et la durée de vie du produit automobile (11 à 15 ans, voir 4.1.1-p.47), font qu'il est très difficile de savoir quelles seront les technologies de traitement qui seront en place lorsqu'un véhicule en cours de conception arrivera en fin de vie. De ce fait, il est difficile d'évaluer sur quels procédés de traitement se baser pour prendre en compte la fin de vie du véhicule lors de sa conception.

Réponse au problème avéré n°3 (Durée de vie et éco-conception)

L'indicateur TER de fiabilité technico-économique est créé dans notre modèle pour répondre à cette problématique.
Grâce à lui, tout procédé de traitement (au stade laboratoire, pilote ou industriel) peut être pris en compte. Un procédé au stade laboratoire, dont la robustesse et l'efficacité doit encore s'améliorer, est ainsi intégré au système avec un TER bas. A l'opposé, les filières pérennes, stables et fiables possèdent un TER élevé.
Au fur et à mesure que les technologies de traitement s'améliorent, leur valeur de TER augmente, ils ont de plus en plus d'influence sur les préconisations d'éco-conception.

3. Construction du modèle

Les informations disponibles et utiles côté conception sont rapprochées des informations disponibles côté valorisation pour construire le modèle. Celui-ci exploite ce que peut fournir la valorisation, pour l'apporter vers la conception de manière fiable, utile et rapide.
Deux objets élémentaires de modélisation, le "Flux" et le "Produit" sont tout d'abord définis, puis assemblés en filières et en arborescence.
Un modèle global est créé, décrivant le fonctionnement des filières de traitement. Deux méthodes d'utilisation différentes de ce même modèle permettent ensuite d'obtenir les deux résultats souhaités : les règles génériques d'éco-conception, et l'évaluation d'une pièce.

3.1. Représentation des filières : la base du modèle

La construction de la représentation s'appuie sur les modèles observés dans la littérature (voir Chapitre 1, Figure 19-p.59) pour modéliser les filières usuelles de traitement d'un VHU (voir Chapitre 1, Figure 20-p.62).

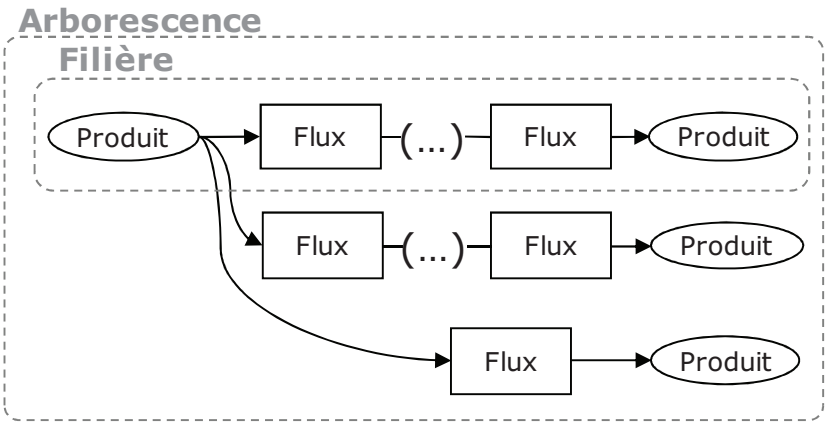


Figure 50 : Objets fondamentaux manipulés par le modèle

Le modèle proposé manipule deux objets fondamentaux : le "Produit" et le "Flux", qui permettent de reconstituer des filières et une arborescence (Figure 50). Une filière représente l'agrégation de plusieurs flux, depuis le produit initial jusqu'au produit final. Une arborescence représente l'agrégation de plusieurs filières, soit l'ensemble des possibilités de traitement pour le produit initial.

3.2. Détails sur les objets fondamentaux manipulés

3.2.1. Objet "Flux"

L'objet "Flux" représente un procédé de traitement (ou une succession de procédés de traitement), disponible dans une zone géographique donnée (ex : Europe), pour un seul produit d'entrée et un seul produit de sortie.
Le Flux modélise le fonctionnement d'un ou plusieurs procédés de traitement. Il prend en compte les types de contraintes observées chez les opérateurs (voir 2.1-p.132), ainsi que leurs performances et capacités de traitement, grâce à trois groupes de variables de modélisation :

- Variables restrictives d'entrée
Elles modélisent la tolérance du Flux aux produits d'entrée en tenant compte des trois principales contraintes de traitement des opérateurs : Taille, Compatibilité des matériaux et Assemblage.

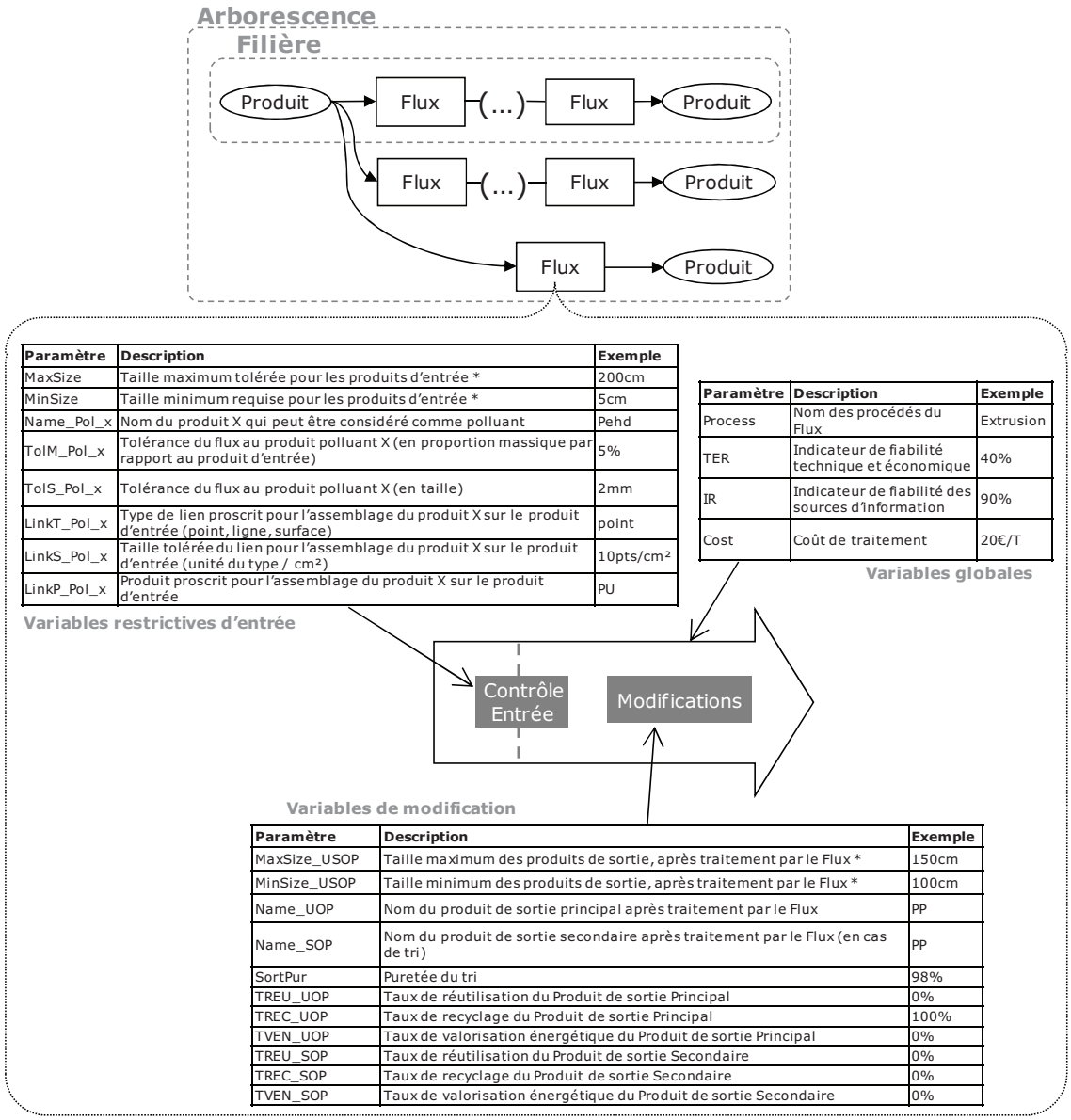
- Variables de modification
Elles modélisent les changements de composition, de taille et d'assemblage du produit d'entrée. L'objet Flux a ainsi la capacité d'opérer trois types de modifications :

- Transformation des composants du produit d'entrée, fournissant ainsi un seul produit de sortie (pour modéliser les procédés de transformation simples comme le Broyage ou l'Extrusion)

- Séparation des composants du produit d'entrée, fournissant ainsi deux produits de sortie (pour modéliser les procédés de tri comme la Flottaison ou le Démontage manuel)

- Transformation + Séparation des composants du produit d'entrée, fournissant ainsi deux produits de sortie (pour modéliser les procédés de transformation+tri comme le Broyage différentiel ou la Dissolution sélective)

- Variables globales
Elles modélisent le fonctionnement du Flux dans son ensemble. Elles contiennent la description des performances techniques et économiques du Flux (indicateur TER), son coût, et la fiabilité des sources d'informations qui ont été utilisées pour le connaître (indicateur IR).



Paramètre	Description	Exemple
MaxSize	Taille maximum tolérée pour les produits d'entrée *	200cm
MinSize	Taille minimum requise pour les produits d'entrée *	5cm
Name_Pol_x	Nom du produit X qui peut être considéré comme polluant	Pehd
TolM_Pol_x	Tolérance du flux au produit polluant X (en proportion massique par rapport au produit d'entrée)	5%
TolS_Pol_x	Tolérance du flux au produit polluant X (en taille)	2mm
LinkT_Pol_x	Type de lien proscrit pour l'assemblage du produit X sur le produit d'entrée (point, ligne, surface)	point
LinkS_Pol_x	Taille tolérée du lien pour l'assemblage du produit X sur le produit d'entrée (unité du type / cm²)	10pts/cm²
LinkP_Pol_x	Produit proscrit pour l'assemblage du produit X sur le produit d'entrée	PU

Paramètre	Description	Exemple
Process	Nom des procédés du Flux	Extrusion
TER	Indicateur de fiabilité technique et économique	40%
IR	Indicateur de fiabilité des sources d'information	90%
Cost	Coût de traitement	20€/T

Paramètre	Description	Exemple
MaxSize_USOP	Taille maximum des produits de sortie, après traitement par le Flux *	150cm
MinSize_USOP	Taille minimum des produits de sortie, après traitement par le Flux *	100cm
Name_UOP	Nom du produit de sortie principal après traitement par le Flux	PP
Name_SOP	Nom du produit de sortie secondaire après traitement par le Flux (en cas de tri)	PP
SortPur	Puretée du tri	98%
TREU_UOP	Taux de réutilisation du Produit de sortie Principal	0%
TREC_UOP	Taux de recyclage du Produit de sortie Principal	100%
TVEN_UOP	Taux de valorisation énergétique du Produit de sortie Principal	0%
TREU_SOP	Taux de réutilisation du Produit de sortie Secondaire	0%
TREC_SOP	Taux de recyclage du Produit de sortie Secondaire	0%
TVEN_SOP	Taux de valorisation énergétique du Produit de sortie Secondaire	0%

Figure 51 : Objet "Flux" : Vue générale

NOTE :

Les variables de modélisation sont décrites en détails dans l'ANNEXE 1.

3.2.2. Objet "Produit"

Deux types d'objets "Produit" sont créés, sur la même hypothèse : le Produit doit pouvoir représenter les contraintes des procédés de traitement, vues lors de l'étude des opérateurs (voir 2.1-p.132), à savoir la Taille, les Compatibilités matières et les Assemblages. Ces deux types de Produit sont conçus pour être manipulés par l'objet "Flux".

- L'Hypothèse d'assemblage sert à construire les règles génériques d'éco-conception
- L'Assemblage complet sert à modéliser une pièce réelle, en cours de conception, dans le but d'évaluer sa valorisabilité

3.2.2.1. Hypothèse d'assemblage

Ce premier type de produit est fictif. Il ne représente pas une pièce réelle, mais 'incarne' les types de contraintes les plus importantes vues dans l'étude des opérateurs.

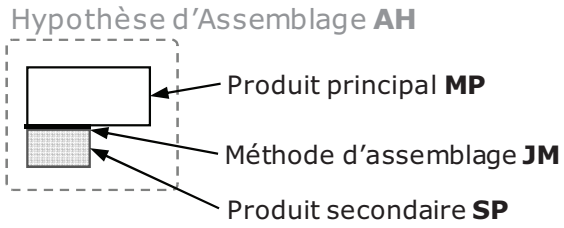


Figure 52 : Hypothèse d'assemblage (AH)

Lors de son fonctionnement, le modèle fait varier les paramètres de l'Hypothèse d'assemblage (AH) pour trouver les limites de conception acceptables par les filières de traitement.
AH est composée de deux produits, le Produit principal "MP" et le produit secondaire "SP" (ces produits peuvent être des matières, substances ou assemblages de matières). Les deux produits MP et SP sont joints ensemble par une Méthode d'assemblage "JM" (exemple : soudure, collage, co-extrusion, etc.).

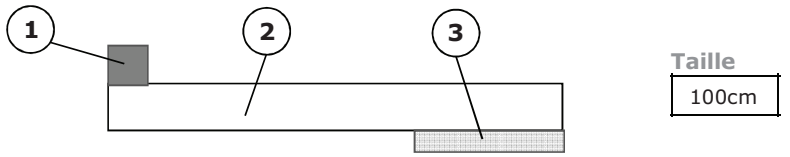
Paramètre	**Description**	**Exemple**
Name_MP	Nom du Produit principal	PP
Size_MP	Taille du Produit principal (valeur maximum entre longueur, largeur et profondeur)	8cm
Name_SP	Nom du Produit secondaire	Pehd
PropW_SPMP	Proportion massique du Produit secondaire, par rapport au Produit principal	20%
Size_SP	Taille du Produit secondaire (valeur maximum entre longueur, largeur et profondeur)	5cm
Type_JM	Type d'assemblage (parmi 4 : Aucune, Point, Ligne, Surface)	Ligne
Size_JM	Taille d'assemblage (unité / cm²)	3cm/cm²
Name_JM	Nom du produit utilisé pour l'assemblage	Colle

Table 24. Variables de modélisation de l'hypothèse d'assemblage AH

Les paramètres de la Table 24 permettent de décrire précisément l'Hypothèse d'assemblage. Pour obtenir les règles génériques d'éco-conception, il suffira de fixer l'ensemble de ces paramètres, sauf un, que l'on fera varier pour connaître sa limite.

3.2.2.2. Assemblage complet (produit ou pièce complète)

Ce deuxième type de Produit modélise une pièce existante, en cours de conception, dont on cherche à déterminer la valorisabilité.



Taille

100cm

Matières

	Matière	Taille*	Poids
1	ABS	5cm	15gr
2	PP-TD20	100cm	400gr
3	E335(Steel)	20cm	30gr

* Valeur max entre la longueur, largeur et profondeur

Méthodes d'assemblage

Interface	Type*	Taille**	Produit
1-2	Point	2pts/cm²	Aucun
1-3	Aucun	0	Aucun
2-3	Surface	0.5cm²/cm²	Colle PU

* Aucun, Point, Ligne ou Surface

** Points, Centimètres ou Centimètres carrés par Centimètre carré

Figure 53 : Variables de modélisation de l'assemblage complet (exemple)

Les paramètres de l'Assemblage complet (Figure 53) sont eux aussi issus de l'étude des 137 opérateurs, et décrivent la pièce modélisée en termes de Taille, Matières, et Méthodes d'assemblage. Ces paramètres sont de plus disponibles en cours de projet, dès le jalon Retour d'Intention (voir 1.2-p.114).

Grâce à l'objet Flux, le modèle sera capable de manipuler les paramètres de l'Assemblage complet, pour transformer un produit hors d'usage jusqu'à des fractions réutilisées, recyclées ou valorisées.

3.3. Réponse au problème avéré "Adaptation des filières"

Les résultats précédents nous permettent de fournir des réponses au problème avéré " Adaptation des filières " énoncé au Chapitre 1 (4.3.2.5-p.70) :

Les filières de traitement des VHU existantes ne sont développées que pour très peu de matériaux (ferraille E40, aluminium, cuivre et quelques plastiques), alors qu'il y a une grande diversité de matières présentes dans un véhicule lors de sa conception (voir 4.2.1-p.50), et que ces matières peuvent être assemblées de façon plus ou moins complexe ensemble.

Réponse au problème avéré n°2 (Adaptation des filières)

L'architecture du modèle que nous proposons permet d'apporter une réponse à ce problème avéré, pour deux raisons :
- Les variables de modélisation des pièces sont réelles et adaptées car issues de l'étude des contraintes des opérateurs de traitement en fin de vie (les 137 opérateurs étudiés, voir 2.1-p.132)
- Les variables et indicateurs de modélisation des procédés (contenus dans l'objet de modélisation "Flux") représentent eux aussi les filières réelles de traitement, car ils sont basés sur l'étude du comportement technique et économique des opérateurs étudiés.

3.4. Assemblage des objets fondamentaux et dynamique du modèle

3.4.1. Assemblage des objets fondamentaux en arborescence

Dans un premier temps, les deux objets fondamentaux "Flux" et "Produit" sont assemblés pour modéliser les filières de traitement en fin de vie d'un produit hors d'usage. Cet assemblage est réalisé en analysant les filières existantes et en cours de développement, et représente donc l'ensemble des possibilités de valorisations pour le produit hors d'usage.

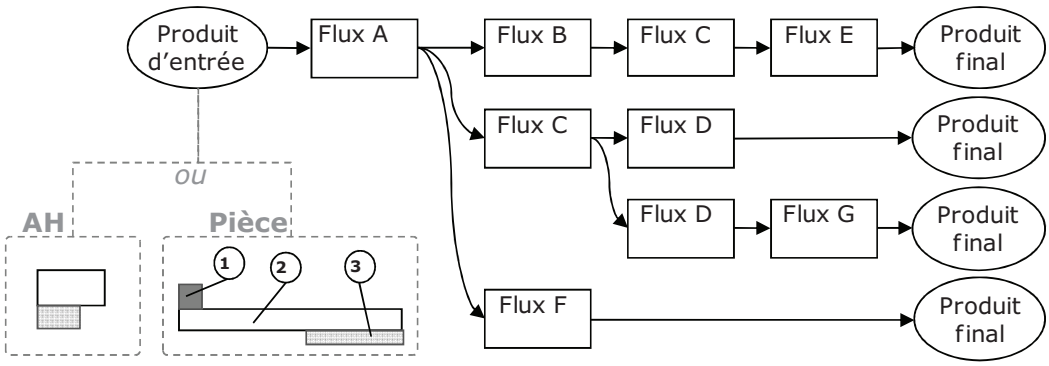


Figure 54 : Assemblage des objets fondamentaux en filières de traitement

Le produit d'entrée peut être une hypothèse d'assemblage (AH) ou une pièce réelle (Figure 54). Il peut être traité par plusieurs filières différentes, et ainsi passer au travers de plusieurs Flux. Chaque filière est une combinaison différente de Flux, et transforme le Produit d'entrée en un Produit final distinct (grâce aux paramètres de l'objet Produit, pouvant être manipulés par les paramètres de l'objet Flux).

3.4.2. Premier mode d'utilisation du modèle : calcul des règles génériques d'éco-conception

3.4.2.1. Fonctionnement du modèle

Pour obtenir les règles génériques d'éco-conception, l'arborescence est 'nourrie' avec l'hypothèse d'assemblage AH.

Les paramètres de l'hypothèse d'assemblage AH dépendent du type de règles génériques d'éco-conception que l'on veut obtenir. Nous proposons ici que l'Expert éco-conception les définisse en accord avec les concepteurs et le métier. Les choix des hypothèses (matières, tailles et types d'assemblages) doivent ainsi être représentatifs des habitudes de conception de l'entreprise.

Selon les valeurs des paramètres de AH choisies, certains Flux vont tolérer l'assemblage, et d'autres non, suivant les paramètres restrictifs d'entrée de chaque Flux.

On associe à l'objet d'entrée AH un "niveau minimum de fiabilité des connaissances", appelé "K"[73]. Le modèle restreint alors l'utilisation de certains flux en utilisant l'indicateur IR :

- si K>IR : le niveau de connaissance du Flux n'est pas suffisant, la filière est retirée de l'arborescence
- si K<IR : le niveau de connaissance du Flux est suffisant, la filière est laissée dans l'arborescence

Si AH est tolérée dans un Flux, des modifications peuvent être apportées à ses paramètres. Flux après Flux, une filière peut ainsi tolérer ou proscrire AH, et la modifier.

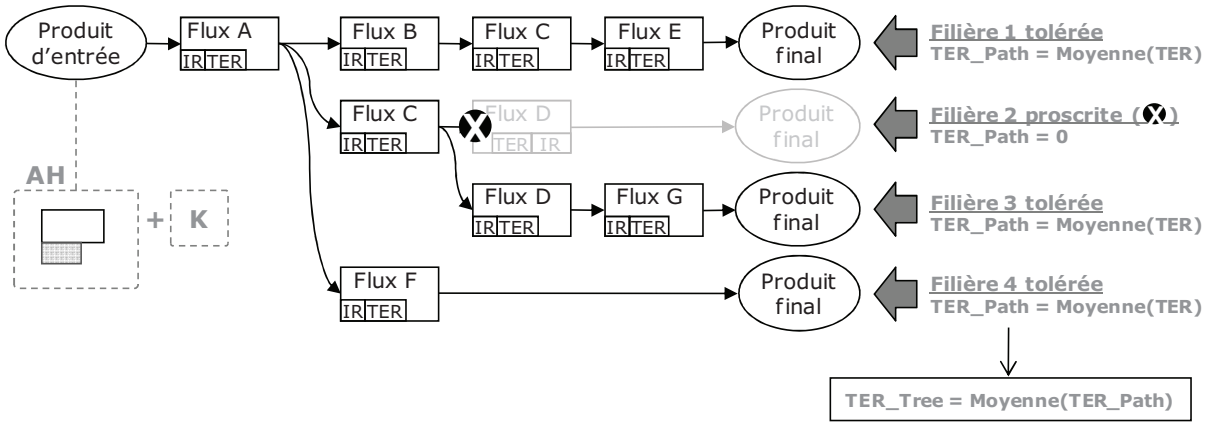


Figure 55 : Dynamique du modèle et méthode d'obtention de TER_TRee, pour une Hypothèse d'assemblage AH

Si une filière entière est tolérée (qu'aucun Flux ne bloque AH), un indicateur "TER_Path" est calculé, par la moyenne de tous les indicateurs TER de la filière (Figure 55). A l'inverse, si un Flux est bloquant dans une filière, la filière entière est proscrite, et l'indicateur "TER_Path" est mis à 0.

Finalement, un indicateur global "TER_Tree" est calculé par la moyenne de tous les indicateurs TER_Path. Si la plupart des filières de l'arborescence sont tolérées et que les TER_Path sont élevés, l'indicateur TER_Tree l'est aussi. Cela signifie qu'il existe plusieurs possibilités de valorisation performantes selon les critères de TER, pour l'hypothèse d'assemblage. Inversement, si plusieurs filières sont proscrites, le TER_Tree est bas. Cela signifie qu'il existe peu de

[73] Ce "niveau minimum de fiabilité des connaissances", ou "K", est fixé de façon arbitraire par l'utilisateur du modèle, en fonction de la fiabilité des flux déjà enregistrés.

possibilités de valorisation pour l'hypothèse d'assemblage, donc qu'elle est moins valorisable.

3.4.2.2. Des courbes de variations à la règle générique d'éco-conception

En utilisant la valeur de l'indicateur TER_Tree, on peut déterminer la valorisabilité de l'hypothèse d'assemblage. Pour générer les règles d'éco-conception, on fixe deux variables de AH (parmi les trois disponibles "PropW_SPMP", "Size_SP" ou "Size_JM"), et on en libère une, que l'on fait varier de 0 à sa valeur maximum ("PropW_SPMP_MAX", "Size_SP_MAX" ou "Size_JM_MAX").
On analyse ainsi la valeur de TER_Tree, qui varie en fonction de la valeur de la variable libérée.

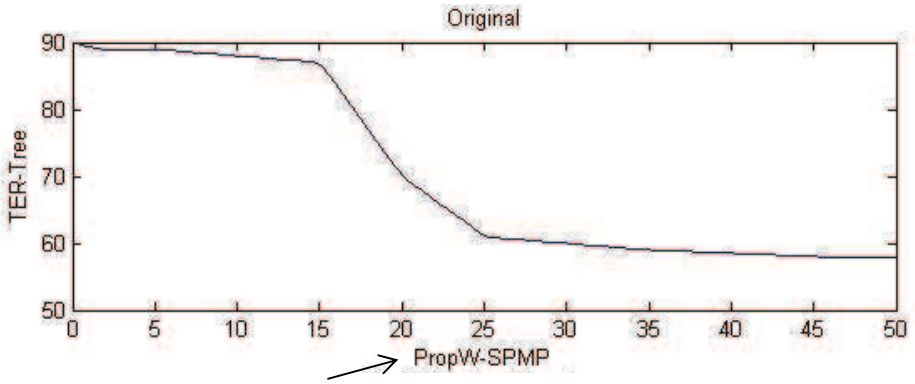


Figure 56 : Exemple fictif de variation de TER_Tree en fonction d'un paramètre libéré de AH (PropW_SPMP)

Par exemple, dans la Figure 56, les variations de TER_Tree sont observées par rapport au paramètre PropW_SPMP.

La règle d'éco-conception est issue de l'analyse de cette variation : la limite à ne pas dépasser lors de la conception est la valeur maximale du périmètre libéré (dans l'exemple, PropW_SPMP) pour laquelle TER_Tree est encore acceptable. Nous avons vu précédemment que la valorisabilité est difficile à déterminer et souvent subjective. Dans notre modèle, l'hypothèse d'assemblage AH est considérée comme valorisable jusqu'au point où la valeur de TER_Tree devient inacceptable. En d'autres termes, AH devient non

valorisable à partir du moment où les valeurs des critères techniques et économiques issus de TER chutent.

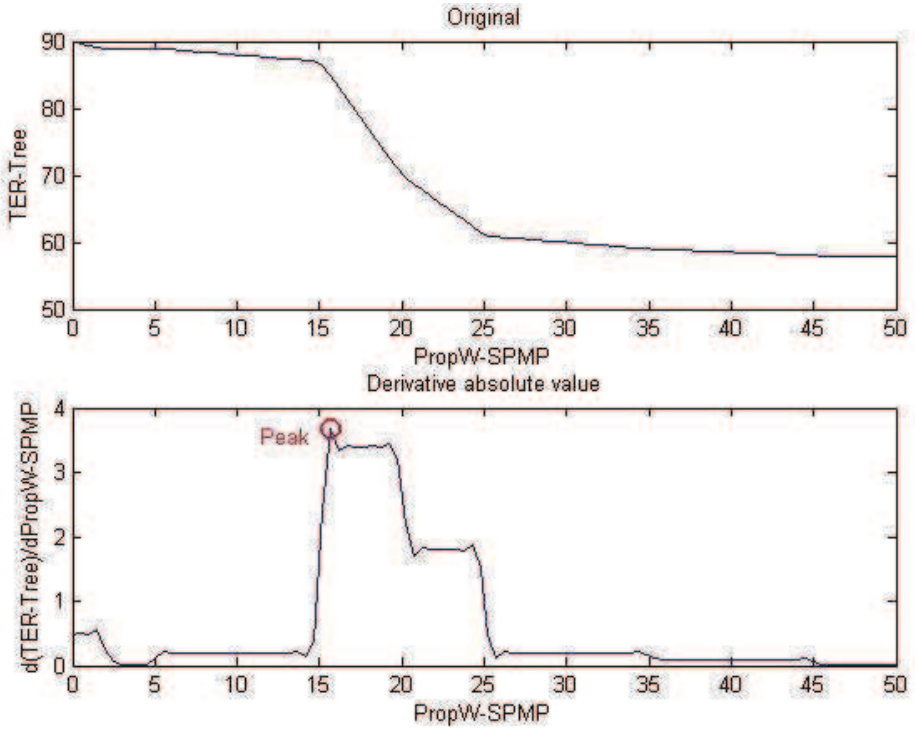


Figure 57 : Variation de TER_Tree en fonction d'une variable libérée de AH (PropW_SPMP)

Ce "point d'inacceptabilité" est subjectif dans notre méthode aussi. Nous le définissons comme le point où l'on observe la chute la plus rapide de TER_Tree. L'abscisse de ce point de chute est la règle d'éco-conception à retenir.

Techniquement parlant, le point où l'on observe la chute la plus rapide de TER_Tree est déterminé en dérivant la courbe TER_Tree, puis en cherchant son maximum (point "Peak" dans la Figure 57). L'abscisse de ce point est la valeur maximale du paramètre qui est tolérée, et donc la valeur de la règle d'éco-conception. Dans notre exemple fictif (Figure 57) le produit secondaire SP n'est pas toléré à plus de 15% en mélange avec le produit principal MP (PropW_SPMP_MAX=15%).

3.4.2.3. Compilation des règles génériques d'éco-conception à destination du concepteur

En utilisant cette méthode, l'Expert éco-conception peut réaliser autant d'essais que nécessaire, en modifiant les paramètres de AH et en les faisant varier. Il peut ainsi construire des règles d'éco-conception, en considérant les habitudes de conception du périmètre de conception (toutes les configurations de matières tailles et assemblages utilisées par le concepteur).

Produit Principal	**Produit secondaire**	**Tolérance** (PropW_SPMP_MAX)	**Classement solutions**
Matériau 1	Matériau 1	A%	1
Matériau 1	Matériau 2	B%	2
Matériau 1	Matériau 3	C%	3
Matériau 1	Matériau 4	D%	4

Table 25. Règles génériques d'éco-conception, directement utilisables par un concepteur

Après plusieurs calculs (plusieurs configurations de AH), une table simple des règles génériques d'éco-conception peut être construite (exemple Table 25, toujours pour le paramètre PropW_SPMP). Un classement des solutions est alors facilement fournit en classant selon les tolérances (ici dans la Table 25, A>B>C>D). Le concepteur de pièce peut choisir, suivant le classement des solutions, celle qui est la plus adaptée, en tenant compte de ses autres contraintes (couleur, poids, design, etc.).

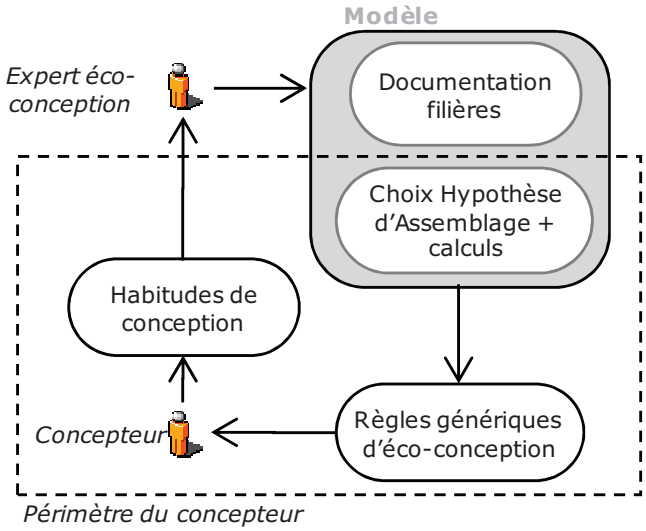


Figure 58 : Fonctionnement simplifié du modèle pour l'obtention des Règles génériques d'éco-conception

La connaissance sur les filières de valorisation et la variété des calculs (utilisant des AH différents) contribue donc de façon continue à l'amélioration de ces règles génériques d'éco-conception (Figure 58). L'Expert éco-conception qui construit de cette façon les règles peut les adapter au périmètre du concepteur et à ses habitudes de conception.

3.4.3. Deuxième mode d'utilisation du modèle : évaluation de la valorisabilité d'une pièce

3.4.3.1. Fonctionnement du modèle

La deuxième manière d'utiliser le modèle est de considérer le produit d'entrée comme une pièce (Figure 59). Chaque Flux est capable de modifier les paramètres de la Pièce. Flux après Flux, sur chaque filière, les composants de la Pièce sont modifiés et/ou séparés. On obtient en sortie de chaque filière un Produit final différent, dont on peut déterminer la valeur.

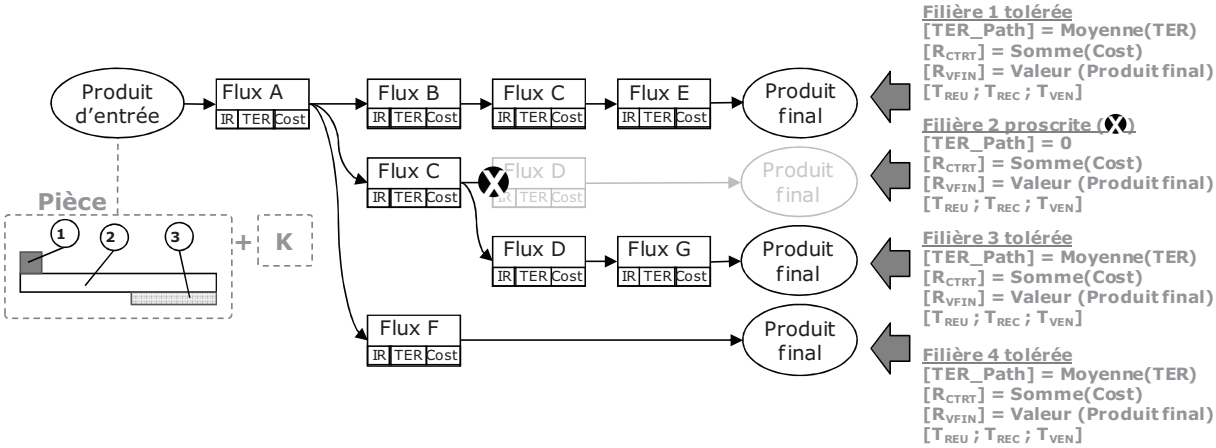


Figure 59 : Dynamique du modèle pour l'évaluation d'une pièce en cours de conception

Là aussi on utilise une valeur minimale de connaissances "K" pour filtrer les Flux dont la fiabilité des informations IR est trop faible.
Ensuite, comme dans le premier type d'utilisation du modèle, si une filière entière est tolérée (qu'aucun Flux de bloque AH), un indicateur "TER_Path" est calculé, par la moyenne de tous les TER de la filière (Figure 59). A l'inverse, si un Flux est bloquant dans une filière, la filière entière est proscrite, et l'indicateur "TER_Path" est mis à 0.

Dans tous les cas, on obtient en sortie de filière les indicateurs suivants :

- [R_{CTRCT}] : C'est le coût de traitement total engendré par la filière, utile pour le calcul de R (voir 1.6.2.2-p.129). La valeur est obtenue en additionnant tous les coûts de traitement des flux de la filière.

- [R_{VFIN}] : C'est la valeur du produit final, utile pour le calcul de R (voir 1.6.2.2-p.129). Pour l'évaluer, on utilise la méthode définie en 2.2.2, utilisable pour les métaux, les plastiques et les produits en mélange.

- [T_{REU} ; T_{REC} ; T_{VEN}] : Ce sont les taux de Réutilisation, Recyclage et Valorisation énergétique du dernier flux de la filière (dans la Figure 59, les flux E, D, G et F). Ils déterminent la valeur du taux massique de valorisation T (voir 1.6.2.1-p.128).

3.4.3.2. Résultat intermédiaire : rapport [Coût / Bénéfice] pour chaque filière

Dans la
Table 26 (exemple fictif), on synthétise les informations disponibles pour chaque filière F.

F	Poids affecté (kg)	TER_Path (%)	R_{CTRT} (€/kg)	Coût pour la pièce (€)	R_{VFIN} (€/kg)	Valeur pour la pièce (€)	R (€)	T_{REU} (%)	T_{REC} (%)	T_{VEN} (%)
1	10	80	0.4	4	0.8	8	4	0	100	0
2	3	0	0.2	0.6	0.1	0.3	-0.3	0	0	0
3	3	20	0.2	0.6	0.1	0.3	-0.3	0	0	0
4	3	80	0.6	1.8	0	0	-1.8	0	0	0

Table 26: Table intermédiaire de calcul (exemple fictif)

Pour chacune d'elle, on effectue des calculs supplémentaires :

- Poids affecté : Partie du Produit d'entrée que l'on retrouve dans la filière (certains composants du produit d'entrée sont séparés par des procédés de tri)

- [Coût pour la pièce] = [R_{CTRT}]x[Poids affecté] : Coût de traitement de la partie du produit concernée

- [Valeur pour la pièce] = [R_{VFIN}]x[Poids affecté] : Valeur finale de la partie du produit concernée

- [R] = [Valeur pour la pièce] - [Coût pour la pièce] : Rentabilité de la partie du produit concernée

Le **tableau récapitulatif** (Table 26) est "**intermédiaire**" car il représente **toutes les possibilités de valorisation pour le Produit à évaluer**. Il contient toutes les filières connues du système, et ne correspond donc pas une arborescence réelle de valorisation pour le produit hors d'usage. A titre d'exemple, dans la
Table 26, les filières 2, 3 et 4 sont en concurrence sur la même quantité du Produit final (pesant 3kg).
En l'état, le tableau intermédiaire ne permet pas d'obtenir un taux massique de valorisation T et une rentabilité R valables pour la pièce.

3.4.3.3. Résultat final : Sélection des filières par l'indicateur TER

L'indicateur TER_Path intervient pour finaliser l'évaluation, en ne retenant que les filières les plus fiables. Il nous permet d'éliminer les filières en concurrence du tableau intermédiaire (Table 26).

F	**Poids affecté (kg)**	**TER_ Path (%)**	**R_{CTRT} (€/kg)**	**Coût pour la pièce (€)**	**R_{VFIN} (€/kg)**	**Valeur pour la pièce (€)**	**R (€)**	**T_{REU} (%)**	**T_{REC} (%)**	**T_{VEN} (%)**
1	10	80	0.4	4	0.8	8	4	0	100	0
4	3	80	0.6	1.8	0	0	-1.8	0	0	0
TOTAL				5.8		8.3	2.5	0	77	0

Table 27: Table finale de calcul (exemple fictif)

Les filières n°2, n°3 et n°4 représentent trois possibilités de valorisation différentes pour le même poids affecté du produit d'entrée (3kg). La filière n°2 possède un TER_Path=0, elle ne tolère pas la pièce et est donc éliminée des possibilités.
Pour la filière n°3, TER_Path est à 20%, alors que pour la filière n°4, TER_Path est à 80%. Du point de vue de nos critères, la filière n°4 apparaît donc comme bien plus fiable, et sera préférée à la n°3. La filière n°3 est éliminée des possibilités.

Nous obtenons la table finale (Table 27), qui représente les filières de traitement les plus fiables pour le produit d'entrée, associées à des rentabilités potentielles. Elle permet de calculer les valeurs finales de T et R :

- Le taux massique de valorisation est obtenu en évaluant le poids affecté du produit d'entrée qui est Réutilisé, Recyclé ou Valorisé énergétiquement. Dans l'exemple fictif Table 27, le produit d'entrée pèse 13kg. La filière n°1 en recycle 10kg et les 3kg restants ne sont pas valorisés.
→ T = 77%

- La rentabilité finale R est obtenue en faisant la somme des rentabilités de chaque filière.
→ R = 2.5 euros

3.4.4. Réponse au problème avéré "Risques réglementaires"

Les résultats précédents nous permettent de fournir des réponses au problème avéré "Risques réglementaires" énoncé au Chapitre 1 (4.4.5-p.79) :

Bien qu'il existe depuis plus de dix ans un cadre industriel et réglementaire pour la gestion des VHU (voir 4.4.1 et 4.4.2), le premier objectif réglementaire (2006) de la directive européenne VHU n'a pas été atteint (voir 4.4.4). Le deuxième objectif (2015) semble difficilement atteignable pour l'instant.
De plus, bien qu'il existe depuis plus de cinq ans une directive européenne (RRR) pour l'intégration de la valorisabilité lors de la conception des automobiles (voir 4.4.3-p.76), il semble que la quantité et la diversité de matières à priori difficilement valorisables dans les véhicules neufs augmente (voir 4.2.1-p.50). On peut craindre que ces tendances affectent l'atteinte des objectifs réglementaires pour les futurs véhicules.

Réponse au problème avéré n°5 (Risques réglementaires)

La construction du modèle apporte une réponse, car il permet de :

- Mesurer et piloter la valorisabilité potentielle d'une pièce en cours de conception, pour atteindre la conformité réglementaire
- Se baser sur toutes les filières visibles (en intégrant les indicateurs de fiabilité technico-économique TER et de fiabilité de l'information IR)
- Anticiper le coût de valorisation par pièce, donc par véhicule, voire pour le parc automobile entier d'un constructeur, et ainsi de :
    - Affiner les provisions réglementaires qui sont réalisées pour anticiper le coût de mise en conformité éventuel
    - Affiner les investissements externes dans le développement de certaines filières

3.5. Synthèse

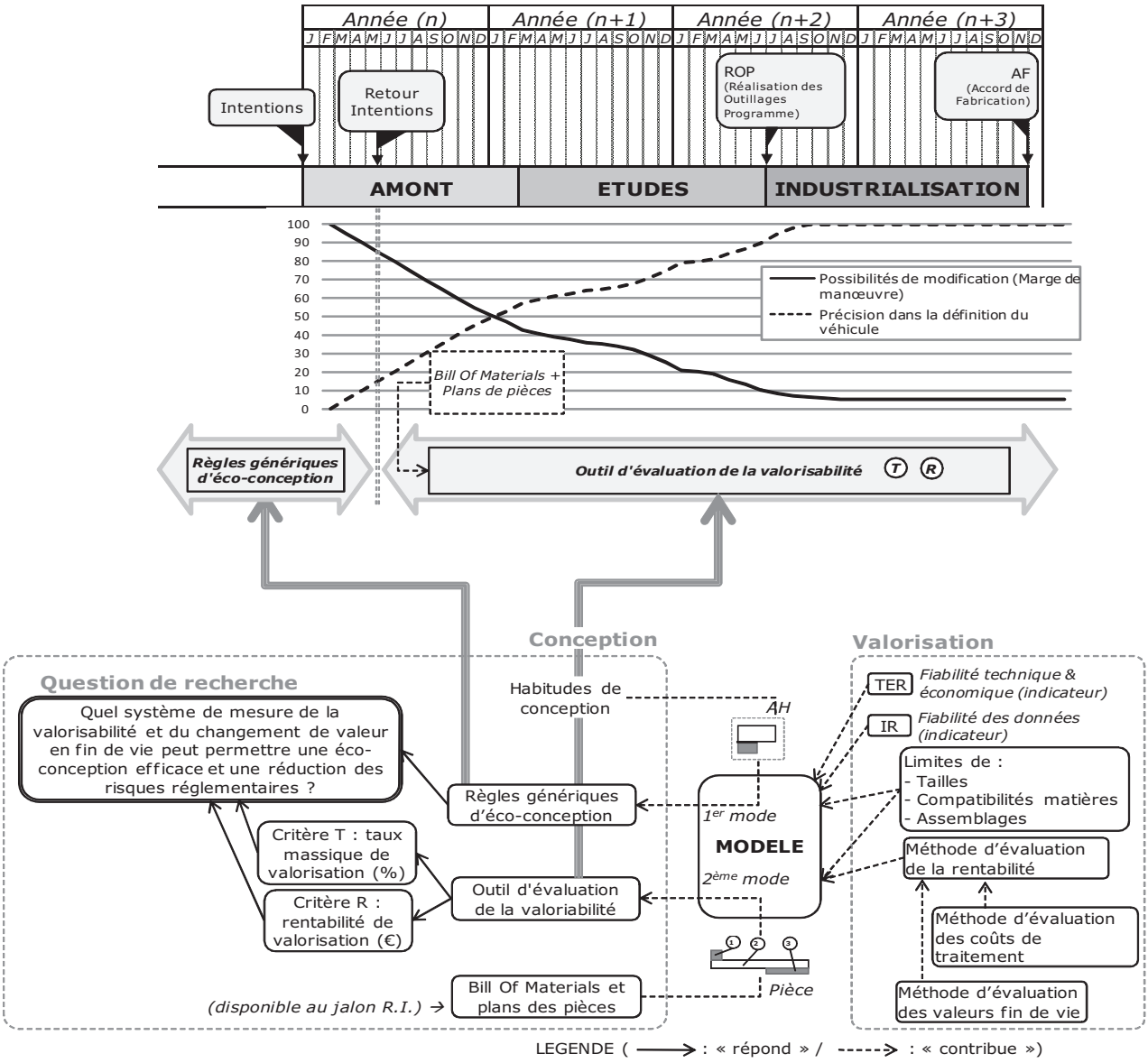


Figure 60 : Vue synthétique des éléments de réponse à la question de recherche côté Conception et côté Valorisation, du Modèle, et positionnement vis-à-vis de la logique de développement véhicule

Le fonctionnement du modèle est synthétisé dans la Figure 60. Ses deux modes d'utilisation permettent de répondre à la question de recherche :

- Le **premier mode d'utilisation** permet d'obtenir des **règles génériques d'éco-conception**. Elles sont utilisables par les concepteurs de pièce au début de chaque projet, lorsqu'aucune solution technique n'est définie. Elles correspondent aux habitudes de conceptions des acteurs du projet, et sont adaptables à chaque périmètre de pièce.

Ce mode d'utilisation fournit donc une première réponse à la question de recherche, et fournit des réponses aux préoccupations des concepteurs (réponses E[74] et B[75] au sondage éco-conception, voir 1.4.1.1 -p.123). Il permet en effet de préparer l'éco-conception très tôt dans chaque projet (rapidité), en fournissant un avis directement issu de l'expertise de l'Expert éco-conception.

- Le **deuxième mode d'utilisation** permet d'obtenir l'**évaluation de valorisabilité** pour une **pièce en cours de conception**. Cette évaluation utilise des données déjà disponibles en cours de projet (BOM et plans de pièces), le concepteur n'est donc pas sollicité spécifiquement pour la modélisation de sa pièce. Les **critères** d'évaluation **T** (Taux massique de valorisation) et **R** (Rentabilité de traitement) sont lisibles et compréhensibles par tous, car exprimés en pourcentage massique et en euros pour la pièce (mesures déjà largement utilisées dans les projets). Le critère T permet de suivre la conformité réglementaire (directives VHU et RRR, voir Chapitre 1, 4.4.2-p.75 et 4.4.3-p.76)

Ce mode d'utilisation complète donc la réponse à la question de recherche, et les préoccupations des concepteurs (réponses C[76], E et B au sondage éco-conception, voir 1.4.1.1 -p.123). Il permet en effet lui aussi d'accroître la rapidité de la réponse au concepteur sur l'évaluation de l'éco-conception, en augmentant la lisibilité des avantages (critères T et R).

De plus, le modèle proposé complète ceux qui ont été vus dans la littérature, car :

- il considère une pièce (à évaluer pour sa valorisabilité) comme un assemblage complet, et non comme une liste de matériaux.
- il prend en compte les procédés de traitement à tous les stades de développement (laboratoire, pilote ou industriel), grâce à l'indicateur TER.
- il permet de connecter directement l'expertise sur les filières de traitement à la conception, en évitant de se baser sur des connaissances non fiables, grâce à l'indicateur IR.

[74] « La période d'arrivée des solutions éco-conçues dans la vie du projet (trop tard pour prise en compte) »
[75] « L'absence de propositions, d'avis ou de soutien de la part du Expert éco-conception »
[76] « La lisibilité des avantages pour les solutions proposées (environnementaux, économiques, réglementaires) »

Dans le chapitre suivant, nous utilisons le modèle dans des études de cas réels, rencontrés pendant la période de recherche. Nous construisons tout d'abord des règles génériques d'éco-conception, et évaluons ensuite la valorisabilité de deux pièces en cours de conception.

CHAPITRE 3 :
ETUDES DE CAS

ETUDES DE CAS

1 - Données de base : Filières Véhicules Hors d'Usage Europe
2 - Etudes de cas n°1 : Obtention des règles génériques d'éco-conception
3 - Etudes de cas n°2 : Evaluation de la valorisabilité
4 - Interprétation des résultats
    - Proposition d'un indicateur de Rentabilité Massique R_M
    - Rappels des principaux résultats obtenus
    - Recommandations de conception
    - Influence de l'éco-conception sur la rentabilité potentielle de valorisation

Figure 61 : Composition du Chapitre 3

1. Données de base du modèle : filières VHU en Europe

Nous réalisons dans ce chapitre deux études de cas :

- L'étude de cas n°1 correspond au premier mode d'utilisation du modèle vu dans le chapitre précédent, qui permet d'obtenir des règles génériques d'éco-conception.

- L'étude de cas n°2 correspond au second mode d'utilisation du modèle, qui permet d'évaluer la valorisabilité d'une pièce en cours de conception.

Pour les réaliser, nous enregistrons dans le modèle les données disponibles sur les procédés de traitement, utilisés pour les pièces d'un VHU. Ces données sont issues de l'étude des 137 opérateurs (voir Chapitre 2, 2.1-p.132).
16 flux sont enregistrés[77], ce qui permet la représentation de 20 filières dans l'arborescence (Figure 62). Le niveau de connaissance minimal K est fixé à 20% (les flux dont l'indicateur IR est inférieur à 20% sont exclus de la modélisation).

Dans un souci de simplification, on a de plus gardé uniquement les flux pouvant traiter les pièces majoritairement constituées de polypropylène. Deux types de pièces automobiles sont analysés :
- accessoires extérieurs de carrosserie (bouclier)
- habillages intérieurs d'habitacle (garniture de jupe, panneau de porte)

[77] Pendant la période de recherche, 29 flux ont été enregistrés au total grâce à l'interface présentée dans l'ANNEXE 2 du présent rapport. Ces enregistrements permettent des essais additionnels et peuvent être complétés au fur et à mesure que la connaissance sur les filières grandit.

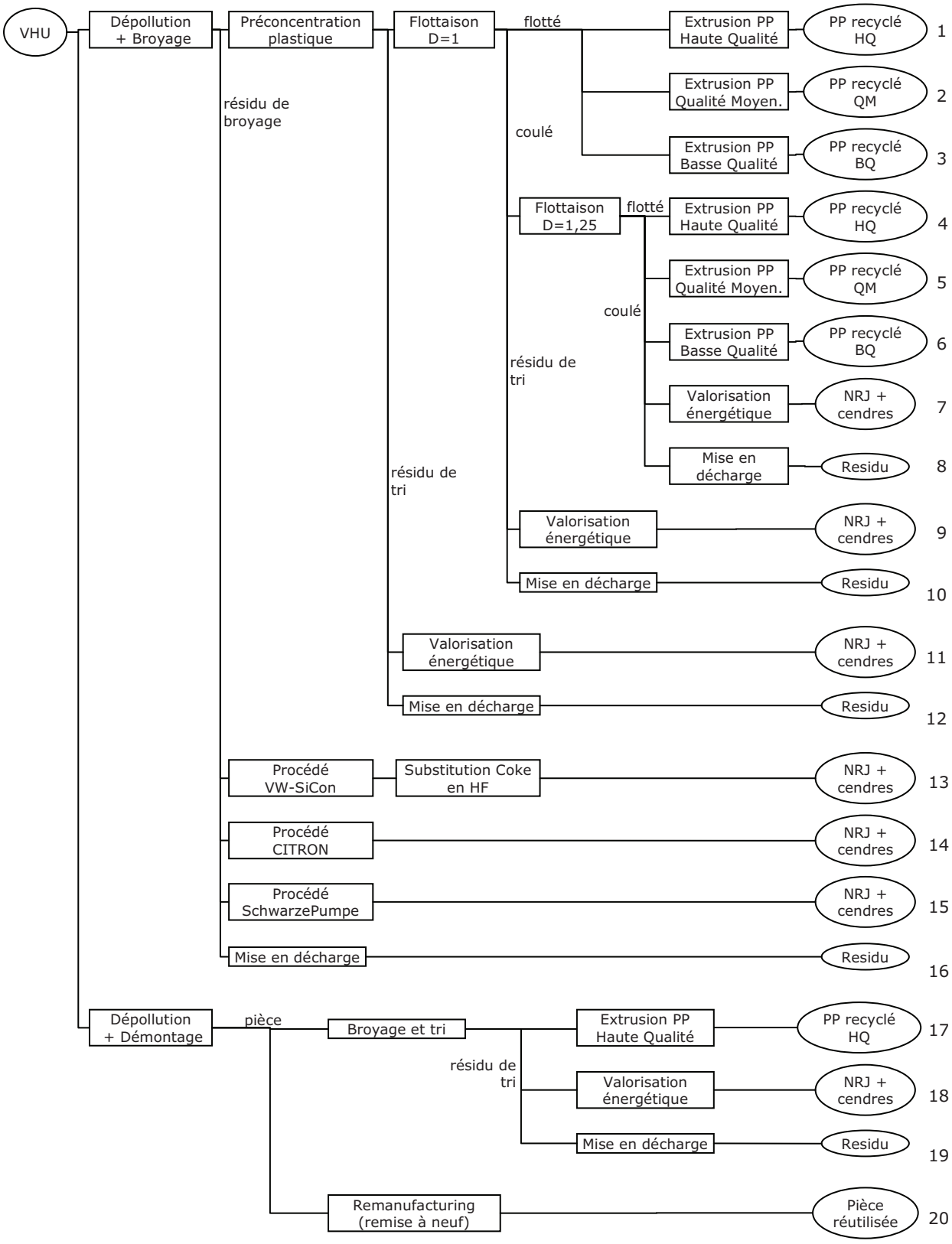


Figure 62 : Modélisation des filières VHU, utilisée pour les études de cas.

2. Etudes de cas n°1 : Obtention des règles génériques d'éco-conception

La première étude de cas consiste à utiliser le modèle pour produire des règles génériques d'éco-conception.

- Dans un premier temps, nous cherchons les règles les plus utiles pour le concepteur, dans le périmètre de pièces où nous réalisons l'étude. Le périmètre choisi est celui des Accessoires Extérieurs (voir l'ensemble des périmètres du véhicule au Chapitre 2, 1.1.2-p.113).
- Dans un deuxième temps nous voyons comment les règles de conception sont utiles aux concepteurs des pièces de ce périmètre.

2.1. Construction des règles

D'après les concepteurs, le périmètre contient majoritairement des pièces constituées d'un composant principal en polypropylène (PP), et de composants secondaire en Polyamide (PA6) ou Poyéthylène haute densité (PEhd). Ces habitudes de conception sont visibles en observant la composition globale d'un véhicule (voir Chapitre 1, 4.2.2-p.53), où le plastique le plus utilisé est le PP, suivi de près par le PA6 et le PEhd.

Dans la première étude de cas, nous cherchons donc les tolérances de conception pour une pièce constituée d'un corps en PP, sur lequel on peut assembler des inserts en PA6 ou PEhd.

Des études de cas supplémentaires peuvent être réalisées par la suite pour compléter les règles d'éco-conception et déterminer les tolérances du PP à d'autres matériaux (plastiques, minéraux ou métaux).

2.1.1. Construction d'une première règle : assemblage PP /PA6

La première règle de conception est obtenue en modélisant une hypothèse d'assemblage PP/PA6 (Figure 63), où les deux composants sont assemblés par clippage (pas de colle ou de soudure).

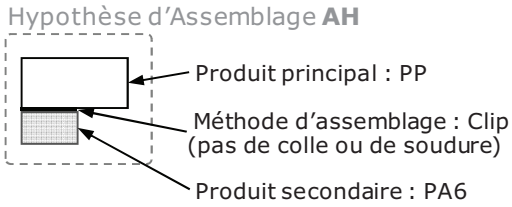


Figure 63 : Hypothèse d'Assemblage définie pour la première règle d'éco-conception

En travaillant sur cette hypothèse d'assemblage, l'Expert éco-conception cherche à déterminer dans quelle mesure elle est valorisable. Il fournit AH à l'arborescence filières (Figure 62), et mesure la variation de l'indicateur TER_Tree en fonction de l'augmentation de la proportion de PA6 dans l'assemblage.

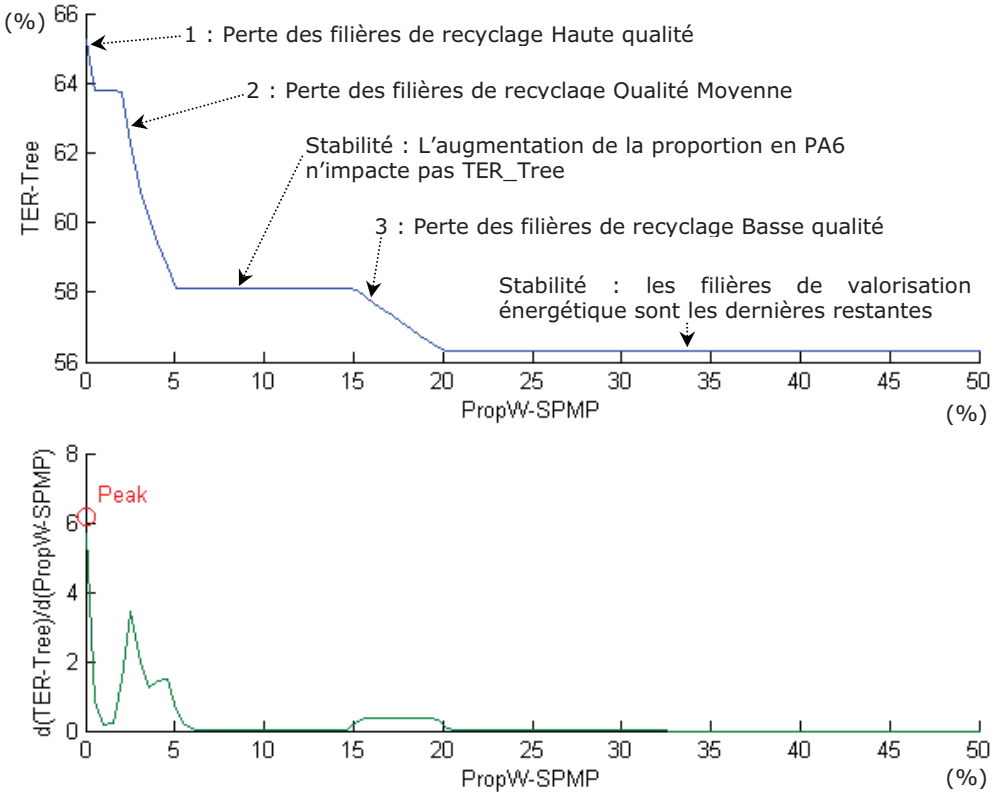


Figure 64 : Recherche des limites de valorisabilité pour l'Hypothèse d'Assemblage [PP/PA6] sur le périmètre Accessoires Extérieurs

Les résultats (Figure 64) montrent que la décroissance de l'indicateur TER_Tree démarre immédiatement. Cette première chute (à 0%) correspond à la perte des filières de recyclage haute qualité, où l'assemblage pourrait être recyclé pour produire de la matière secondaire identique au PP vierge.

La deuxième chute de l'indicateur TER_Tree (à 2.5%) correspond à la perte des filières de recyclage de qualité moyenne. On atteint ensuite un plateau stable, où l'augmentation de la proportion en PA6 n'affecte pas la valorisabilité de l'assemblage. La troisième chute (à 15%) correspond à la perte des filières de recyclage de basse qualité. Le deuxième plateau où TER_Tree est stable correspond aux filières de valorisation énergétique, où l'augmentation de la proportion de PA6 (jusqu'à ce qu'il y ait autant de PP que de PA6, à 50%) n'affecte plus la valorisabilité de l'assemblage.
On constate que la valorisabilité de l'assemblage est remise en question dès que la pièce en PP est assemblée avec du PA6. Pour une valorisabilité maximale, la tolérance en PA6 est donc de 0%. Pour une valorisabilité moyenne, la tolérance en PA6 est de 2.5%.

A partir de ces résultats, on peut déterminer la première règle d'éco-conception, valable pour tout assemblage PP/PA6 dans le périmètre pièces considéré. On fournit ainsi au concepteur l'avis suivant :
- si l'interdiction du PA6 est techniquement et économiquement possible et n'a pas d'impacts majeurs sur d'autres prestations (exemple : sécurité, visibilité), la tolérance doit être fixée à 0% en masse.
- si l'interdiction du PA6 est impossible, la tolérance doit être fixée à 2.5% en masse pour conserver une valorisabilité élevée, permettant le recyclage de la matière en haute qualité.

Dans le cas du périmètre Accessoires Extérieurs, la suppression du PA6 n'a pas d'impact fort sur les autres prestations en jeu. On produit donc la règle d'éco-conception suivante (Table 28).

Produit principal	Produit secondaire	Tolérance (%)
PP	PA6	0%

Table 28 : Règle d'éco-conception valable pour un assemblage [PP/PA6] sur le périmètre Accessoires Extérieurs

2.1.2. Construction d'une deuxième règle : assemblage PP / PEhd

Nous produisons ensuite une deuxième règle d'éco-conception, selon la même méthode, pour déterminer la concentration acceptable de PEhd avec le PP.
Le PA6 est remplacé par le PEhd dans l'hypothèse d'assemblage vue dans la partie précédente (Figure 63), et le modèle de calcul est lancé. L'Expert éco-conception cherche ici les limites de valorisabilité pour un assemblage PP/PEhd.

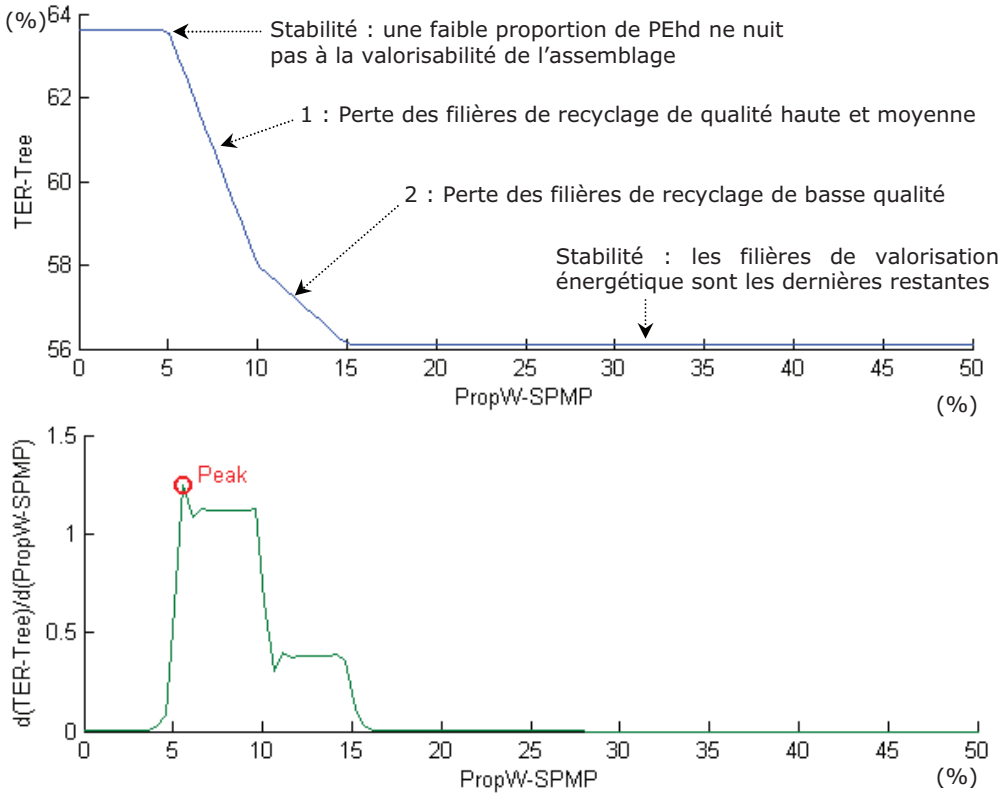


Figure 65 : Recherche des limites de valorisabilité pour l'Hypothèse d'Assemblage [PP/PEhd] sur le périmètre Accessoires Extérieurs

Dans ce cas (Figure 65), on peut tout d'abord constater que la courbe de l'indicateur TER_Tree commence par un plateau. Cela signifie qu'une faible proportion de PEhd n'affecte pas la valorisabilité de l'assemblage.

TER_Tree chute brutalement à 5.5% de PEhd. Cette chute correspond à la perte des filières de recyclage de haute et moyenne qualité.

A partir de 10% de contamination du PP par le PEhd, la décroissance de TER_Tree est moins forte, ce qui correspond au fait que ces filières sont parties, et que les seules filières de recyclage qu'il reste sont de basse qualité.

A partir de 15%, l'indicateur est stable jusqu'à la concentration maximale 50%. Il ne reste plus que les filières de valorisation énergétique et de mise en décharge, qui ne sont pas sensibles à l'augmentation de la concentration en PEhd.

Considérant toujours que nous sommes dans le périmètre Accessoires Extérieurs, à partir de ces résultats, on peut déterminer la règle d'éco-conception à retenir. La règle est obtenue de façon plus simple que pour l'Hypothèse d'Assemblage précédente (PP/PA6).

Pour une valorisabilité maximale du point de vue technico-économique,, la concentration en PEhd ne doit pas dépasser 5.5%. On produit donc la règle d'éco-conception suivante (Table 29).

Produit principal	Produit secondaire	Tolérance (%)
PP	PEhd	5,5%

Table 29. Règle d'éco-conception valable pour un assemblage [PP/PEhd] sur le périmètre Accessoires Extérieurs

2.1.3. Compilation des règles

Chaque utilisation du modèle avec une Hypothèse d'Assemblage différente permet de remplir la table des règles génériques d'éco-conception (Table 30).

Produit principal	Produit secondaire	Tolérance (%)	Classement solutions
PP	PA6	0%	3
PP	PEhd	5,5%	2
PP	PP	100%	1

Table 30. Table des règles génériques d'éco-conception et des alternatives valables sur le périmètre Accessoires Extérieurs

Dans les deux paragraphes précédents, les règles valables pour les assemblages PP/PA6 et PP/PEhd, sur le périmètre Accessoires Extérieurs, ont été trouvées et sont ajoutées ici à la
Table 30. L'Expert éco-conception peut ajouter autant de lignes que nécessaire, couvrant toutes les habitudes de conception du périmètre ciblé. Le concepteur peut ainsi voir, en utilisant le classement des solutions, quel type d'assemblage est préférable pour conserver la valorisabilité de sa pièce.

En modifiant les Hypothèses d'Assemblage, il peut aussi produire d'autres tables, valables pour d'autres périmètres de pièces (habillages intérieurs, planche de bord, etc.). Il faut noter que plus on a de connaissance sur les filières de traitement (modélisation fine), plus on est précis sur les règles d'éco-conception.

2.2. Utilisation des règles d'éco-conception

Voyons la situation du côté du concepteur, qui souhaite concevoir une pièce du périmètre Accessoires Extérieurs, le bouclier avant (pare-choc), et appliquer les règles génériques d'éco-conception proposées par l'Expert éco-conception.
Nous sommes en début de projet, la solution technique n'est pas figée et toutes les propositions sont évaluées. Pour concevoir le bouclier du nouveau véhicule, il se base sur le bouclier d'un véhicule précédent, et souhaite voir quelles améliorations il peut apporter pour augmenter la valorisabilité de la nouvelle pièce.

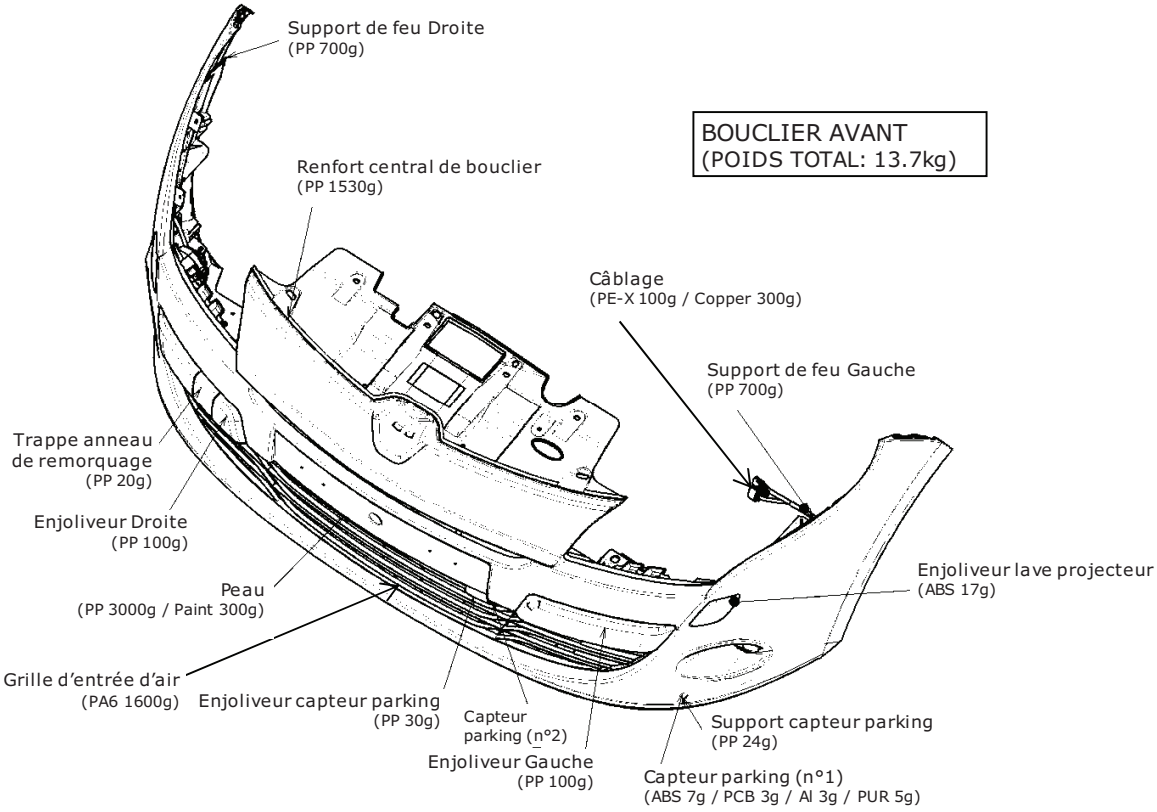


Figure 66 : Pièce à concevoir à l'aide des règles génériques d'éco-conception : Bouclier Avant (MéganeIII, Source RENAULT)

La pièce ciblée est majoritairement constituée de PP, et possède des inserts et éléments rapportés faits d'autres matières (Figure 66).

La question du concepteur est « Comment puis-je optimiser la valorisabilité d'une pièce de ce type ? ».
A partir des règles génériques proposées par l'Expert éco-conception, le concepteur peut clairement voir que les composants en PA6 sont problématiques. Le composant "Grille d'entrée d'air" pose problème en

particulier car il représente 15.3% (1600g) du poids total de PP du bouclier (10436g.). La matière doit donc être changée, pour en préférer une avec une tolérance plus grande. Remplacer le PA6 par du PP serait la solution idéale. Le PEhd peut lui aussi être utilisé, si sa proportion par rapport au poids de PP ne dépasse pas 5.5% (soit 574g.).

2.3. Synthèse des principaux résultats obtenus

La première étude de cas nous permet d'observer la construction des règles génériques d'éco-conception, pour un périmètre de pièces : les Accessoires extérieurs. Une fois obtenues (voir 2.1.3-p.173), ces règles sont appliquées à une pièce précise du périmètre, le bouclier avant.
On remarque la nécessité de multiplier les tests sur des hypothèses d'assemblages différentes, se référant au périmètre de pièces, pour obtenir des règles d'éco-conception représentatives et efficaces.
Ces règles sont applicables en début de projet, lorsque les concepteurs n'ont pas encore d'idée précise de la définition technique de la pièce. Elles permettent de préparer l'éco-conception.

3. Etudes de cas n°2 : Evaluation de la valorisabilité

La deuxième étude de cas consiste à utiliser le modèle pour évaluer la valorisabilité de pièces en cours de conception. Le périmètre de pièces choisi est celui des Habillages Intérieurs (voir l'ensemble des périmètres du véhicule au Chapitre 2, 1.1.2-p.113), où nous ciblons deux pièces : la Garniture de jupe arrière (pièce simple) et le Panneau de porte avant (pièce complexe). Nous obtenons l'évaluation de ces pièces en utilisant le deuxième mode de fonctionnement du modèle (voir Chapitre 2, 3.4.3-p.157), basé sur les mêmes données que pour la première étude de cas (voir 1-p.167).

3.1. Garniture de jupe arrière

3.1.1. Description de la pièce

La garniture de jupe arrière est une pièce de conception simple (3 types de composants) utilisée pour masquer la carrosserie métallique, dans l'habitacle de coffre. Elle fait partie du périmètre de pièces Habillages Intérieurs.

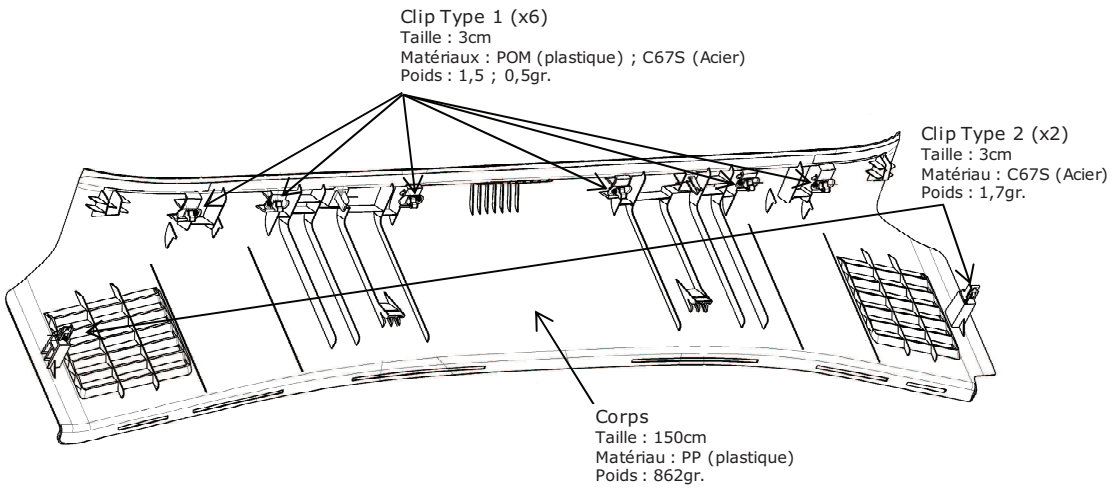


Figure 67 : Garniture de jupe arrière (MéganeIII, Source RENAULT)

La Figure 67 montre les matériaux utilisés : deux types de plastiques différents (PP et POM[78]) et de l'acier (C67S[79]). La pièce pèse au total 0.88 kilogrammes et le matériau majoritaire est le PP.

[78] Polyoxyméthylène
[79] Acier trempé laminé à froid

3.1.2. Evaluation de la valorisabilité

La valorisabilité de la pièce est évaluée suivant l'arborescence des filières proposée en début de chapitre (voir 1-p.167). Chaque filière peut autoriser le passage de la pièce et la transformer, ou la bloquer en raison de sa conception.

F*	Poids affecté (kg)	TER_Path (%)	R_{CTRT} (€/kg)	Coût pour la pièce (€)	R_{VFIN} (€/kg)	Valeur pour la pièce (€)	R (€)	T_{REU} (%)	T_{REC} (%)	T_{VEN} (%)
1	0,82	71,7	526,46	0,43	800	0,65	0,22	0	100	0
2	0,82	71,7	526,46	0,43	553	0,45	0,02	0	100	0
3	0,82	71,7	526,46	0,43	414	0,33	-0,09	0	100	0
4	0,05	70,4	562,62	0,03	800	0,04	0,012	0	100	0
5	0,05	70,4	562,62	0,03	553	0,02	≈0	0	100	0
6	0,05	70,4	562,62	0,03	414	0,02	≈0	0	100	0
7	0,00	62,8	456,62	0,00	-60	0	0	0	0	100
8	0,00	62,8	539,62	0,00	-60	0	0	0	0	0
9	0,05	62,2	420,46	0,02	-60	≈0	-0,02	0	0	100
10	0,05	62,2	503,46	0,03	-60	≈0	-0,02	0	0	0
11	0,00	61,3	384,3	0,00	-60	0	0	0	0	100
12	0,00	61,3	467,3	0,00	-60	0	0	0	0	0
13	0,87	39,3	271,8	0,24	200	0,17	-0,06	0	0	100
14	0,87	62	337,3	0,29	0	0	-0,29	0	0	100
15	0,87	52	204,3	0,18	0	0	-0,17	0	0	100
16	0,01	59	287,3	≈0	-60	≈0	≈0	0	0	0
17	0,83	66	802,8	0,66	800	0,66	≈0	0	100	0
18	0,05	59,6	926,8	0,05	-60	≈0	-0,05	0	0	100
19	0,05	59,6	1009,8	0,05	-60	≈0	-0,05	0	0	0
20	0,88	46	1046	0,92	nc**	40	39,08	100	0	0

* Numéro de la filière correspondant à l'arborescence en Figure 62
** La valeur du produit final n'est pas mesurée par unité de masse (€/T) mais pour la pièce entière (filière de remise à niveau pour réutilisation)

Table 31 : Table de résultats intermédiaires pour l'évaluation de la valorisabilité de la Garniture de jupe arrière

La table des résultats intermédiaires (Table 31) nous montre la totalité des filières de l'arborescence pouvant traiter la garniture de jupe arrière. Nous constatons que certaines filières ont une rentabilité positive (filières 1, 2, 4, 20), et un bénéfice économique peut être obtenu. D'autres ont une rentabilité nulle car elles ne sont pas utilisées (filières 7, 8, 11, 12, 14, 15). Enfin, le reste des filières a une rentabilité négative (filières 3, 9, 10, 13, 14, 15, 18, 19), c'est-à-dire que le traitement de la pièce par ces filières pénalise le bilan économique global.

F*	Poids affecté (kg)	TER_Path (%)	R_{CTRT} (€/kg)	Coût pour la pièce (€)	R_{VFIN} (€/kg)	Valeur pour la pièce (€)	R (€)	T_{REU} (%)	T_{REC} (%)	T_{VEN} (%)
1	0,82	71,7	526,46	0,43	800	0,65	0,22	0	100	0
9	0,05	62,2	420,46	0,02	-60	≈0	-0,02	0	0	100
16	0,01	59	287,3	≈0	-60	≈0	≈0	0	0	0
TOTAL				0,45		0,65	0,2	0	93,2	5,7

* Numéro de la filière correspondant à l'arborescence en Figure 62

Table 32 : Table finale des résultats pour l'évaluation de la valorisabilité de la Garniture de jupe arrière

La table finale des résultats (Table 32) est basée sur la table intermédiaire, de laquelle sont extraites uniquement les filières les plus fiables techniquement et économiquement (celles ayant l'indicateur TER_Path le plus élevé), permettant de reconstituer les 0.88kg de la pièce initiale.

Trois filières sont retenues :

- La première (F n°1) est une filière de recyclage, qui permet d'obtenir du Polypropylène de haute qualité, sans démonter la pièce : elle est laissée dans la carcasse du VHU après la dépollution et la matière est triée suite au broyage VHU.
- La seconde (F n°9) est une filière de valorisation énergétique, empruntée par les composants constitués d'autres matières que le PP : les rivets en POM (Figure 67). Ils sont triés suite au broyage VHU et à la séparation par flottaison.
- La troisième (F n°16) est une filière de mise en décharge, pour les résidus métalliques issus du tri post-broyage (partie métallique des clips, voir Figure 67).[80]

On constate ici que même si les filières 9 et 16 sont présentes, elles sont empruntées par des petites parties de la pièce, et ne sont donc pas réellement pénalisantes pour sa valorisabilité.

De plus, il aurait été intéressant économiquement de retenir la filière n°20 (démontage et remise à niveau pour réutilisation), mais on constate (Table 31) que le TER_Path est bas (46%) par rapport aux autre filières. Ceci est dû au

[80] Pour optimiser la valorisation, certains opérateurs réinjectent les résidus métalliques issus du tri du RBA dans des procédés de tri pour matières métalliques. Nous ne prenons pas en compte cet aspect dans la modélisation. Cela pourra être fait par la suite.

fait que la réutilisation de pièces plastiques d'habillage démontées dans des VHU âgés de 13 ans est inexistante[81] et très peu prometteuse pour l'instant.

Le taux massique de valorisation est obtenu en évaluant le poids affecté du produit d'entrée qui est Réutilisé, Recyclé ou Valorisé énergétiquement. Pour la garniture de jupe arrière, pesant 0.88kg, La filière n°1 en recycle 0.82kg, la filière n°9 valorise énergétiquement 0.05kg, et les 0.01kg restants ne sont pas valorisés.
On obtient donc :
T_{REU} = 0%
T_{REC} = 93,2%
T_{VEN} = 5,7%
→ T = 98,9%
(ce qui correspond à un taux non valorisé T_{NV} = 1,1%)

La rentabilité finale R est obtenue en faisant la somme des rentabilités de chaque filière. On obtient pour la garniture de jupe :
→ R = 0,2 euros

3.1.3. Analyse des résultats

Le taux de valorisation de cette pièce est élevé (T=98,9%), par rapport aux objectifs fixés par la directive VHU (85% de Recyclage, 95% de valorisation). C'est un bon exemple de pièce éco-conçue, qui pourrait encore être améliorée avec des modifications matières (par exemple remplacement du POM par du PP et suppression des inserts métalliques).

De plus, la valorisation de cette pièce est potentiellement rentable (R=0.2 euros). Elle représente une source de revenus pour les opérateurs des filières empruntées, et permet de plus de produire de la matière secondaire pouvant être utilisée dans la fabrication de produits neufs.

[81] Cela n'est pas observé sur le terrain de recherche.

3.2. Panneau de porte

3.2.1. Decription de la pièce

La seconde pièce évaluée pour cette étude de cas est plus complexe que la garniture de jupe arrière. Il s'agit du Panneau de porte avant, pièce de 2.78kg fixé sur la partie métallique des portes avant.

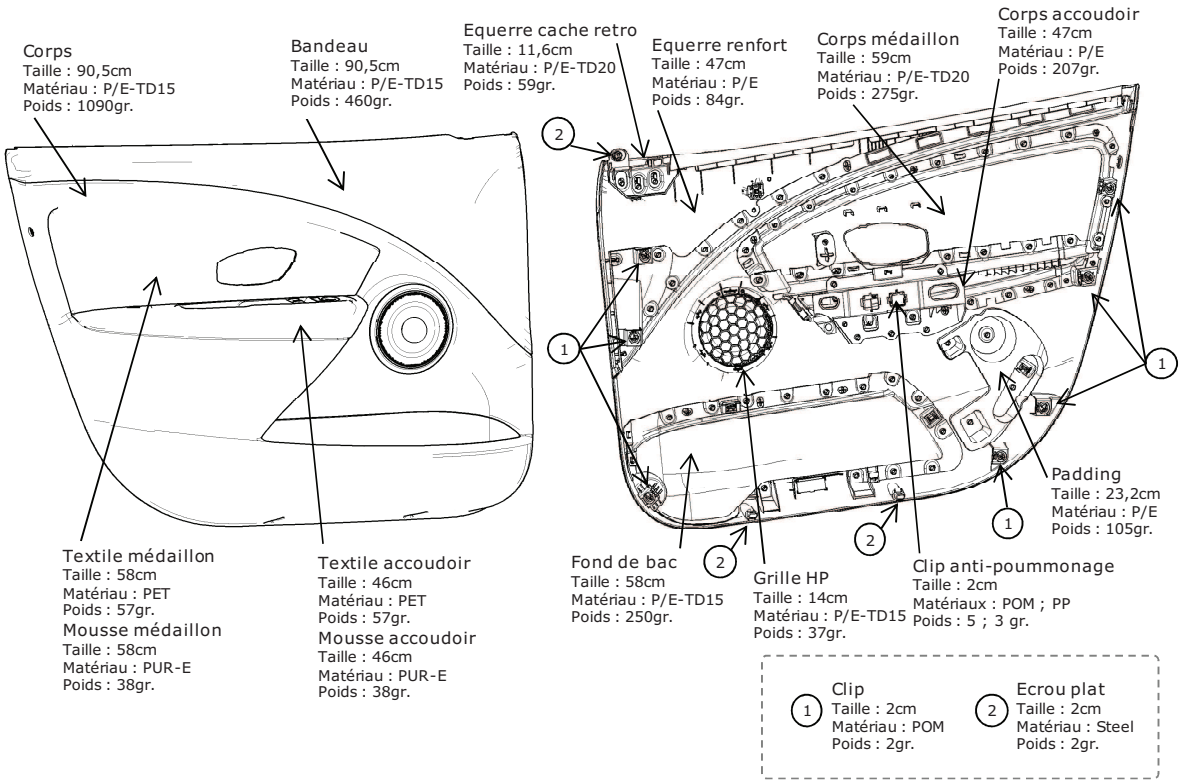


Figure 68 : Panneau de porte avant (MéganeIII, Source RENAULT)

Cette pièce (Figure 68) est faite de plastiques et de métaux, et comporte 25 composants élémentaires.

3.2.2. Evaluation de la valorisabilité

Comme pour la première pièce étudiée, le Panneau de porte est évalué à l'aide de l'arborescence VHU (voir 1-p.167). Chaque filière de traitement peut accepter la pièce et la modifier, ou bien la refuser en raison de sa conception.

F*	Poids affecté (kg)	TER_Path (%)	R_{CTRT} (€/kg)	Coût pour la pièce (€)	R_{VFIN} (€/kg)	Valeur pour la pièce (€)	R (€)	T_{REU} (%)	T_{REC} (%)	T_{VEN} (%)
3	0,58	71,7	526,46	0,31	414	0,24	-0,07	0	100	0
4	2,12	70,4	562,62	1,19	800	1,70	0,50	0	100	0
5	2,12	70,4	562,62	1,19	553	1,17	-0,02	0	100	0
6	2,12	70,4	562,62	1,19	414	0,88	-0,32	0	100	0
7	0,08	62,8	456,62	0,04	-60	-0,01	-0,04	0	0	100
8	0,08	62,8	539,62	0,05	-60	-0,01	-0,05	0	0	0
9	2,21	62,2	420,46	0,93	-60	-0,13	-1,06	0	0	100
10	2,21	62,2	503,46	1,11	-60	-0,13	-1,24	0	0	0
11	0,00	61,3	384,3	0,00	-60	0,00	0,00	0	0	100
12	0,00	61,3	467,3	0,00	-60	0,00	0,00	0	0	0
13	2,79	39,3	271,8	0,76	200	0,56	-0,20	0	0	100
14	2,79	62	337,3	0,94	0	0,00	-0,94	0	0	100
15	2,79	52	204,3	0,57	0	0,00	-0,57	0	0	100
16	0,008	59	287,3	0,00	-60	0,00	0,00	0	0	0
17	0,61	66	802,8	0,49	800	0,49	0,00	0	100	0
18	2,19	59,6	926,8	2,03	-60	-0,13	-2,16	0	0	100
19	2,19	59,6	1009,8	2,21	-60	-0,13	-2,34	0	0	0
20	2,80	46	1046	2,93	nc**	60	57	100	0	0

* Numéro de la filière correspondant à l'arborescence en Figure 62
** La valeur du produit final n'est pas mesurée par unité de masse (€/T) mais pour la pièce entière (filière de remise à niveau pour réutilisation)

Table 33 : Table de résultats intermédiaires pour l'évaluation de la valorisabilité du Panneau de porte avant

La table des résultats intermédiaires (Table 33) nous montre la totalité des filières de l'arborescence pouvant traiter le panneau de porte avant. Contrairement au cas de la garniture de jupe arrière, les filières n°1 et n°2 sont absentes car elles ne tolèrent pas les inserts en PET et PUR-E (les procédés de tri précédant l'extrusion ne permettent pas une séparation convenable).

Comme dans le cas de la garniture de jupe arrière, nous constatons que certaines filières ont une rentabilité positive (filières 4 et 20), nulle (filières 11, 12, 16, 17) ou négative (filières 1, 5 à 10, 14, 15, 18 et 19).

F*	Poids affecté (kg)	TER_Path (%)	R_{CTRT} (€/kg)	Coût pour la pièce (€)	R_{VFIN} (€/kg)	Valeur pour la pièce (€)	R (€)	T_{REU} (%)	T_{REC} (%)	T_{VEN} (%)
3	0,58	71,7	526,46	0,31	414	0,24	-0,07	0	100	0
4	2,12	70,4	562,62	1,19	800	1,70	0,50	0	100	0
7	0,08	62,8	456,62	0,04	-60	-0,01	-0,04	0	0	100
16	0,00	59	287,3	≈0	-60	≈0	≈0	0	0	0
TOTAL				1,54		1,93	0,39	0	96,7	3

* Numéro de la filière correspondant à l'arborescence en Figure 62

Table 34 : Table finale des résultats pour l'évaluation de la valorisabilité du Panneau de porte avant

La table finale des résultats (Table 34) reprend la table intermédiaire en retenant uniquement les filières les plus fiables techniquement et économiquement (TER_Path élevé).

Quatre filières sont retenues :

- La première (F n°3) est une filière de recyclage qui permet de trier les Polypropylènes faiblement chargés[82], et d'obtenir de la matière recyclée de basse qualité, sans démonter la pièce : elle est laissée dans la carcasse du VHU après la dépollution et la matière est triée suite au broyage VHU. Il n'est pas possible d'obtenir un PP recyclé de haute qualité en raison des nombreux autres plastiques assemblés avec le plastique principal (POM, PET, PUR-E), qui bloquent l'accès aux filières n°1 et n°2. Ainsi, la pureté de séparation des machines de tri n'étant pas égal à 100%, il reste des petites quantités de polluants lors de l'extrusion du PP, ce qui dégrade la qualité de la matière finale.

- La seconde (F n°4) est une filière de recyclage qui permet de trier les Polypropylènes plus fortement chargés[83], et d'obtenir de la matière recyclée de haute qualité (toujours par tri post-broyage). Pour ces plastiques, les procédés de tri sont moins sollicités car les polluants potentiels sont présents en moins grande quantité. Le rendement est donc plus efficace et la qualité des produits de sortie est meilleure.

- La troisième (F n°7) est une filière de valorisation énergétique, empruntée par les composants constitués d'autres matières que le PP. Ils sont triés suite au broyage VHU et à la séparation par flottaison.

[82] PP ou P/E chargés à moins de 10% en talc, de densité inférieure à 1.
[83] PP ou P/E chargés à plus de 10% en talc, de densité supérieure à 1.

- La quatrième (F n°16) est une filière de mise en décharge, pour les résidus métalliques issus du tri post-broyage.

Comme pour la première pièce étudiée, on constate ici que même si les filières 7 et 16 sont présentes, elles sont empruntées par des petites parties de la pièce, et ne sont donc pas réellement pénalisantes pour sa valorisabilité.

On mesure ensuite le taux massique de valorisation pour le panneau de porte pesant 2.78kg. Les filières n°3 et n°4 en recyclent 2.7kg, la filière n°7 valorise énergétiquement 0.08kg, et les 0.008kg restants ne sont pas valorisés.

On obtient :
T_{REU} = 0%
T_{REC} = 96,7%
T_{VEN} = 3%
→ T = 99,7%
(ce qui correspond à un taux non valorisé T_{NV} = 0,3%)

La rentabilité finale R est obtenue en faisant la somme des rentabilités de chaque filière. On obtient pour le panneau de porte :
→ R = 0,39 euros

3.2.3. Analyse des résultats

Le taux de valorisation de cette pièce est élevé (T=99.7%), par rapport aux objectifs fixés par la directive VHU (85% de Recyclage, 95% de valorisation), et plus élevé que la pièce précédente.

La valorisation de cette pièce est elle aussi potentiellement rentable (R=0.39 euros), comme pour la garniture de jupe arrière. De la même façon, elle représente une source de revenus pour les opérateurs fin de vie, et permet de produire de la matière secondaire pouvant être utilisée dans la fabrication de produits neufs.

3.3. Pare-soleil

3.3.1. Description de la pièce

La troisième pièce évaluée pour cette étude de cas est le pare-soleil, situé dans l'habitacle, côté conducteur.

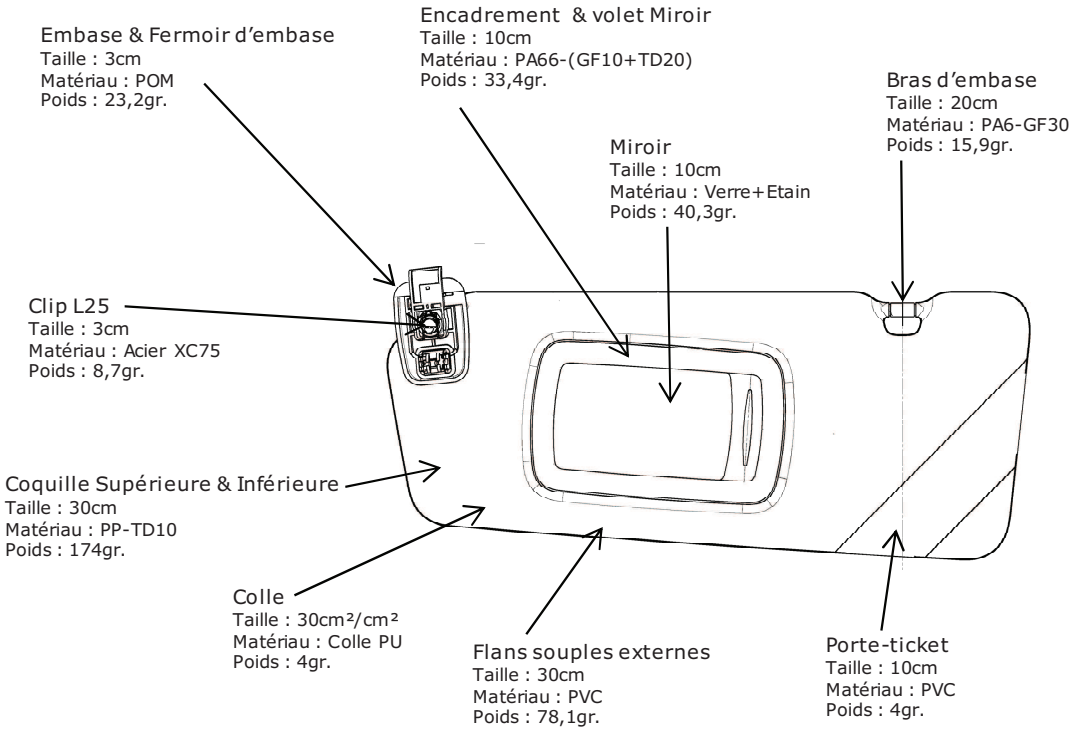


Figure 69 : Pare-soleil conducteur (LagunaIII, Source RENAULT)

La pièce (Figure 69) pèse 0.37kg, elle possède un corps (coquilles inférieure et supérieure) en polypropylène chargé (PP-TD10) et plusieurs éléments rapportés de compositions diverses (PVC, POM, Acier, PA, etc.). L'aspect souple extérieur est apporté par les flans souples en PVC, assemblés aux coquilles inférieure et supérieure par une colle polyuréthane (PU).

3.3.2. Evaluation de la valorisabilité

Comme pour les autres pièces, le Pare-soleil est évalué à l'aide de l'arborescence VHU (voir 1-p.167). Chaque filière de traitement peut accepter la pièce et la modifier, ou bien la refuser en raison de sa conception.

F*	Poids affecté (kg)	TER_ Path (%)	R_{CTRT} (€/kg)	Coût pour la pièce (€)	R_{VFIN} (€/kg)	Valeur pour la pièce (€)	R (€)	T_{REU} (%)	T_{REC} (%)	T_{VEN} (%)
2	0,17	71,7	526,46	0,09	553	0,10	0,00	0	100	0
3	0,17	71,7	526,46	0,09	414	0,07	-0,02	0	100	0
4	0,06	70,4	562,62	0,03	800	0,04	0,01	0	100	0
5	0,06	70,4	562,62	0,03	553	0,03	0,00	0	100	0
6	0,06	70,4	562,62	0,03	414	0,02	-0,01	0	100	0
8	0,09	62,8	539,62	0,05	-60	-0,01	-0,06	0	0	0
10	0,15	62,2	503,46	0,08	-60	-0,01	-0,09	0	0	0
12	0,04	61,3	467,3	0,02	-60	0,00	-0,02	0	0	0
13	0,32	39,3	271,8	0,09	200	0,06	-0,02	0	0	100
15	0,36	52	204,3	0,07	0	0,00	-0,07	0	0	100
16	0,01	59	287,3	0,00	-60	0,00	0,00	0	0	0
17	0,18	66	802,8	0,15	800	0,15	0,00	0	100	0
19	0,19	59,7	1009,8	0,19	-60	-0,01	-0,20	0	0	0
20	0,37	46	1046	0,39	nc**	20	19,61	100	0	0

* Numéro de la filière correspondant à l'arborescence en Figure 62
** La valeur du produit final n'est pas mesurée par unité de masse (€/T) mais pour la pièce entière (filière de remise à niveau pour réutilisation)

Table 35 : Table de résultats intermédiaires pour l'évaluation de la valorisabilité du Pare-soleil

La table intermédiaire des résultats (Table 35) synthétise l'ensemble des filières pouvant traiter le pare-soleil.

La filière n°1 (Recyclage haute qualité du PP) est proscrite en raison du PVC, assemblé par collage avec les coquilles, donc non séparable totalement. Les filières n°3 et 4 permettent la séparation de la peau et sont moins restrictives. Les filières de valorisation énergétique (F n° 7, 9, 11, 14, 18) sont elles aussi proscrites car la concentration en PVC dans la pièce est trop importante pour qu'elle puisse être incinérée.

F*	Poids affecté (kg)	TER_ Path (%)	R_{CTRT} (€/kg)	Coût pour la pièce (€)	R_{VFIN} (€/kg)	Valeur pour la pièce (€)	R (€)	T_{REU} (%)	T_{REC} (%)	T_{VEN} (%)
2	0,17	71,7	526,46	0,09	553	0,10	0,00	0	100	0
10	0,15	62,2	503,46	0,08	-60	-0,01	-0,09	0	0	0
12	0,04	61,3	467,3	0,02	-60	0,00	-0,02	0	0	0
16	0,01	59	287,3	0,00	-60	0,00	0,00	0	0	0
TOTAL				0,19		0,09	-0,1	0	46,7	0

* Numéro de la filière correspondant à l'arborescence en Figure 62

Table 36 : Table finale des résultats pour l'évaluation de la valorisabilité du Pare-soleil

La table finale des résultats (Table 36) nous montre les quatre filières pouvant traiter le pare-soleil, avec les valeurs de l'indicateur TER_Path les plus élevées possible.

- La filière n°2 permet le recyclage des coquilles inférieure et supérieure (voir Figure 69), et permet d'obtenir une matière de qualité moyenne. La filière de qualité haute (F n°1) est en effet proscrite en raison de la méthode d'assemblage des coquilles avec les flans PVC, qui ne permet pas une séparation complète.

- Les filières n°10, 12 et 16 sont des filières de mise en décharge, pour les résidus de tri non composés de polypropylène. Elles sont empruntées par les composants en PVC (Flans), ceux en polyamides (cadre de miroir, embase, etc.) et ceux d'autres natures (miroir). Les matières plastiques sont envoyées en décharge car il est impossible de les valoriser énergétiquement, à cause du PVC contenu dans le flux de déchet.

On obtient finalement pour le pare-soleil, pesant 0.37kg :
T_{REU} = 0%
T_{REC} = 46,7%
T_{VEN} = 0%
→ T = 46,7%
(ce qui correspond à un taux non valorisé T_{NV} = 53,3%)

Du point de vue économique, on obtient :
→ R = - 0,1 euros

3.3.3. Analyse des résultats

Du point de vue de la directive VHU, la pièce n'est pas valorisable (T=46.7%), et loin des chiffres imposés par la réglementation.

De plus, la valorisation du pare-soleil n'est pas potentiellement rentable (R=-0.1 euros), et représente un coût pour le dernier opérateur (R négatif). Cette pièce ne participe ni à la valorisabilité globale de la voiture (T inférieur aux objectifs de la directive), ni à la rentabilité de son traitement en fin de vie.

4. Interprétation finale des résultats

Après avoir réalisé ces études de cas, nous proposons dans cette partie une interprétation plus fine des résultats.
- Tout d'abord un nouvel indicateur de mesure de la rentabilité est construit, permettant de comparer la valorisabilité de deux pièces entre elles.
- Ensuite nous prenons le rôle de l'Expert éco-conception, et construisons des recommandations de conception pour améliorer la valorisabilité des pièces étudiées. De nouvelles mesures des indicateurs permettent de suivre ces optimisations.
- Ces recommandations de conception nous amènent à réfléchir sur les différentes approches possibles de l'éco-conception, et leurs influences sur la rentabilité potentielle de valorisation. Nous en tirons des conclusions sur les pièces étudiées.
- Enfin, nous proposons une réponse au problème avéré "Perte de valeur économique".

4.1. Proposition d'un indicateur de Rentabilité massique

Considérant les trois pièces étudiées dans la seconde étude de cas, il est facile de voir que la garniture de jupe arrière et le panneau de porte avant sont des bons exemples d'éco-conception (T conformes à la réglementation, R>0), alors que le pare-soleil en est un mauvais (T non conforme, R<0).
De la même façon, à première vue, le panneau de porte est plus intéressant du point de vue de l'atteinte des taux de valorisabilité et de la rentabilité de valorisation que la garniture de jupe arrière. La valorisation du panneau de porte pourrait en effet rapporter 0.39 euros par pièce, contre 0.2 euros pour la garniture de jupe arrière.

Cependant, on constate que s'il est possible de comparer ces pièces sur la base de la valeur des indicateurs T obtenus (c'est une valeur en pourcentage), alors que les valeurs de R ne peuvent pas être comparées, car les pièces n'ont pas la même masse. Le panneau de porte pèse 2.78kg, contre 0.88kg pour la garniture de jupe arrière.

Il est donc utile de créer un nouvel indicateur, sur la base de l'indicateur (R) existant, permettant de comparer la rentabilité potentielle de valorisation de plusieurs pièces entre elles :

$$R_M = \frac{R}{\text{Masse de la pièce}}$$

Cet indicateur de Rentabilité massique (R_M) mesure la rentabilité de valorisation par unité de masse de la pièce (euros/kg). Il est utile pour comparer des pièces sur un même véhicule (ex : Panneau de porte avant par rapport à Garniture de jupe arrière, sur MéganeIII → voir Table 37), ou la même pièce sur deux véhicules différents (ex : Panneau de porte sur MéganeII par rapport à MéganeIII).

Pièce	**T (%)**	**R (€)**	**R_M (€/kg)**
Garniture de jupe AR	98,9	0,2	0,23
Panneau de porte AV	99,7	0,39	0,14
Pare-soleil	46,7	-0,1	-0,28

Table 37 : Mesure de la rentabilité et de la rentabilité massique pour les pièces évaluées

D'après les résultats (Table 37), la garniture de jupe arrière possède une valeur de rentabilité massique R_M plus grande que le panneau de porte. Alors que la valeur de la rentabilité simple R est plus petite. Le pare-soleil est quant à lui bien en dessous des autres pièces.
L'indicateur R_M nous permet de classer sur une même échelle les pièces, en constatant que la conception de la garniture de jupe arrière est plus rentable que celle du panneau de porte (et donc que celle du pare-soleil).

4.2. Recommandations de conception

Après avoir analysé les résultats pour les pièces visées dans l'étude de cas n°2, il est possible d'optimiser leur valorisabilité en modifiant des paramètres de conception. On se place ici dans le rôle de l'Expert éco-conception qui propose des solutions de conception alternatives et les présente au concepteur. On trouve dans les paragraphes suivants des pistes d'optimisation des indicateurs T, R et R_M pour les trois pièces étudiées.

4.2.1. Optimisation de la valorisabilité pour la Garniture de jupe arrière

La garniture de jupe arrière possède un taux de valorisabilité massique élevé par rapport aux objectifs de la directive (T=98,9%). La rentabilité potentielle est de R=0,2, et la rentabilité massique potentielle de R_M=0,23.

Les seuls composants bloquant la valorisabilité de la pièce sont les rivets en POM, qui sont séparés par flottaison et envoyés en valorisation énergétique. On se propose de **remplacer la matière de ces rivets par du PP**.
Ce type de conception est possible, et observé chez le constructeur TOYOTA, sur le modèle Corolla Verso Linea Sol[84].

Suite à une nouvelle évaluation effectuée à l'aide du modèle, on détermine que cette optimisation conduirait aux chiffres suivants :
- T = 99,3%
- R = 0,24€
- R_M = 0,27€/kg

Cette proposition doit être évaluée vis-à-vis des autres contraintes du concepteur (sécurité, forme, etc.), mais elle est idéale car l'ensemble des indicateurs ont augmenté.

4.2.2. Optimisation de la valorisabilité pour le Panneau de porte

Le panneau de porte possède lui aussi un taux de valorisabilité massique élevé (T=99,7%), mais des indicateurs de rentabilité plus faibles que pour la pièce précédente (R=0,39 ; R_M=0,14). Ici, le but de l'optimisation est d'augmenter les valeurs de R et R_M, sans pénaliser T.

La piste d'optimisation proposée est de **remplacer la matière des composants Padding, Corps d'accoudoir et équerre de renfort** (voir Figure 68-p.180)**, du polypropylène copolymère (P/E), par du polypropylène homopolymère chargé (PP-TD20)**. Ainsi, ces composants

[84] Source A2MAC1 (www.a2mac1.com) (site de benchmark automobile multimarques)

suivraient la même filière que le Corps de planche, le Médaillon et le Fond de bac (les composants principaux de la pièce).
C'est une optimisation largement réalisable, qui revient à homogénéiser les matériaux de la pièce. On peut l'observer sur le modèle TWINGO II, chez RENAULT.

Suite à une nouvelle évaluation effectuée à l'aide du modèle, on détermine que cette optimisation conduirait aux chiffres suivants :
- T = 99,7% (pas de changement)
- R = 0,69€
- R_M = 0,25€/kg

4.2.3. Optimisation de la valorisabilité pour le Pare-soleil

Le pare-soleil possède une valorisabilité massique faible (T=46,7%) et des taux de rentabilité négatifs (R=-0,1 ; R_M=-0,28). Le but de l'optimisation est ici d'augmenter la valeur de l'ensemble des indicateurs.

Deux améliorations simples de la conception peuvent être proposées :
- Suppression du collage polyuréthane entre les coquilles en PP-TD10 et les flans en PVC
- Remplacement du PVC par du PP faiblement chargé
Ces deux solutions sont réalisables, les techniques d'assemblage et de conception étant observées chez le constructeur AUDI. Par exemple, sur le modèle Q7[85], les panneaux de porte sont recouverts de TPO (Peau souple en Polypropylène), en substitution du PVC.

Suite à une nouvelle évaluation effectuée à l'aide du modèle, on détermine que cette optimisation conduirait aux chiffres suivants :
- T = 66,7%
- R = - 0,05€
- R_M = - 0,14€/kg

Cette optimisation permet d'augmenter la valorisabilité de 20%, et de réduire les coûts de traitement en fin de vie par deux. Des optimisations supplémentaires permettraient d'améliorer encore ces résultats, nous

[85] Source (www.faurecia.com)

souhaitons seulement souligner ici qu'une optimisation simple peut avoir des impacts notables.

4.3. Influence de l'éco-conception sur la rentabilité potentielle de valorisation

4.3.1. Approches possibles de l'éco-conception et Rentabilité massique

Nous observons dans les études de cas précédentes que l'éco-conception idéale est celle qui optimise la rentabilité potentielle de valorisation (indicateurs R et R_M), sans pénaliser le taux de valorisabilité massique (T).

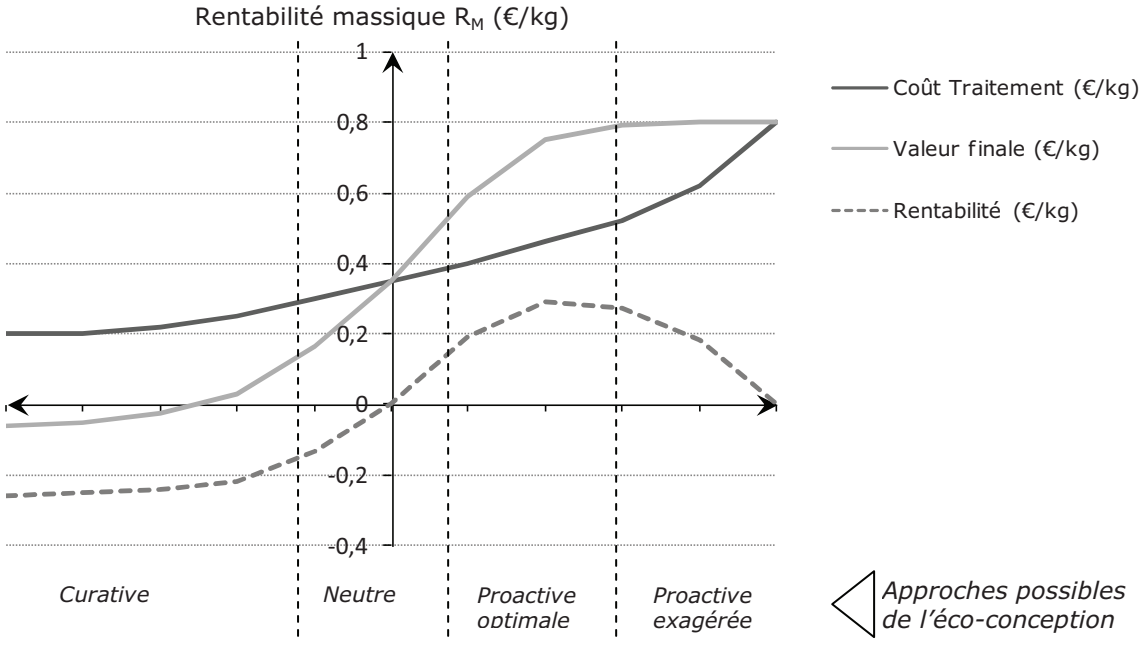


Figure 70 : Coût de traitement, Valeur finale et Rentabilité, en fonction des approches possibles de l'éco-conception (d'après Feldmann et al. (1999), Desai et Mital (2003))

Dans la Figure 70, nous proposons d'adapter une représentation créée par Feldmann et al. (1999), reprise par Desai et Mital (2003), qui décrivait la rentabilité potentielle du démontage.

Nous proposons ici une projection étendue des différentes approches de l'éco-conception (la démarche déployée par une entreprise pour prendre en compte l'éco-conception), et des conséquences de ces approches sur la rentabilité massique potentielle d'une pièce en fin de vie.

La courbe "Coût Traitement" représente le coût de traitement massique[86] d'une pièce en fin de vie. Elle démarre, sur la gauche du graphique (Figure 70), par une valeur minimale non nulle, correspondant à la valeur minimale observée (0.2€/kg) lors de la modélisation de base des filières VHU (voir 1-p.167). Cela signifie que quelque soit la conception de la pièce, elle possède toujours un coût de traitement fin de vie minimum (par exemple le coût d'élimination des déchets).

La courbe croît progressivement ensuite : plus on cherche à récupérer la valeur finale contenue dans la pièce, plus le coût de traitement augmente. On utilise en effet des procédés de tri et de transformation plus poussés et plus complexes, donc plus chers. Le coût de traitement maximum observé est de 0.8€/kg, et peut théoriquement encore augmenter.

La courbe "Valeur finale" représente la valeur massique[87] finale de la pièce en fin de vie, une fois traitée. Elle démarre, sur la gauche du graphique (Figure 70), par la valeur minimale négative observée (-0.06€/kg). Cette valeur est la plus basse que l'on puisse trouver, elle correspond au prix que doit payer le dernier détenteur pour éliminer la pièce (filières de mise en décharge ou de valorisation énergétique).
La courbe croît ensuite, jusqu'à une asymptote, correspondant à la valeur maximale que peut représenter la pièce en fin de vie traitée (0.8€/kg pour nos observations). Autrement dit, il n'est pas possible de vendre à un meilleur prix les composants et matières constituant la pièce, quelque soient les procédés de traitement mis en œuvre.

La courbe "Rentabilité" est la soustraction de la "Valeur finale" par le "Coût Traitement". Elle représente la rentabilité massique potentielle R_M que la pièce peut atteindre, selon le type de comportement vis-à-vis de l'éco-conception.

[86] Coût de traitement par unité de masse de la pièce. (euros / kg)
[87] Valeur finale par unité de masse de la pièce (euros / kg)

D'après les observations faites sur le terrain de recherche (dont on peut avoir un aperçu grâce aux études de cas) on distingue **quatre types d'approches différentes de l'éco-conception** :

- **Approche "Curative"**

Dans ce type de comportement, le concepteur cherche à éviter un coût de traitement en fin de vie trop important. Il sait que la responsabilité économique de son entreprise est potentiellement impactée pour traiter les produits en fin de vie, et cherche donc à limiter le coût final de traitement, sans essayer d'en dégager un bénéfice. Autrement dit, il ne cherche pas à mettre dans le produit une valeur qui puisse être récupérable lors de la fin de vie.

Avec ce type d'approche, la rentabilité massique potentielle est négative. Le traitement en fin de vie de la pièce représente un coût pour le dernier détenteur (plus ou moins grand), et sa fin de vie doit être supportée économiquement.[88]

- **Approche "Neutre"**

L'éco-conception avec une approche neutre est celle qui vise un bilan économique nul pour la fin de vie du produit. Le coût de traitement dans les filières est alors pratiquement égal à la valeur que l'on peut extraire des produits traités.

Avec ce type d'approche, la rentabilité massique est nulle, faiblement positive, ou négative. Même si dans ce cas de figure il n'est pas nécessaire de financer le traitement en fin de vie, le bilan économique n'est pas intéressant pour le dernier détenteur.[89]

- **Approche "Proactive optimale"**

L'approche Proactive optimale est celle qui permet de dégager un maximum de valeur des produits en fin de vie, tout en limitant les coûts de traitement. Dans ce cas de figure, le concepteur cherche à intégrer un maximum de valeur dans le produit lors de sa conception, qui sera récupérable lors de sa fin de vie.

---

[88] On peut citer à titre d'exemple le cas du pneu. Le manque de rentabilité en fin de vie a finit par faire naître (après de nombreuses années où les pneus s'accumulaient) l'éco-organisme AlLIAPUR. C'est une société anonyme créée en 2003 par des industriels du pneu, et financée par une taxe à l'achat des pneus neufs (1 à 2 euros par pneu, pour des véhicules légers ou 2 roues) (www.aliapur.fr).

[89] On peut citer à titre d'exemple le cas des huiles automobiles (moteur, levier de vitesse, amortisseur). La Commission Nationale des Aides Huiles Usagées a été mise en place par l'Ademe. Cette commission attribue, sous le contrôle de l'Ademe, des fonds publics aux opérateurs de la filière, destinés à les soutenir financièrement lorsque leur activité est déficitaire. Ce n'est pas toujours le cas, leur activité est donc proche de l'équilibre économique.

Ce type d'approche est rentable économiquement. L'opérateur fin de vie dégage systématiquement un bénéfice à traiter ce type de produit.[90]

- **Approche "Proactive exagérée"**

Ce dernier type d'approche est appelée Proactive exagérée, car dans ce cas, la volonté du concepteur est bien de dégager un maximum de valeur lors de la fin de vie du produit, mais il s'appuie pour cela sur des filières de traitement trop poussées et trop coûteuses. Autrement dit, les matériaux contenus dans le produit ont une valeur économique certaine en fin de vie, mais les procédés de tri ou de transformation permettant de les extraire sont trop coûteux et pénalisent la rentabilité finale.

Dans ce type d'approche, la rentabilité massique potentielle du produit diminue (par rapport à l'approche Proactive optimale), et peut atteindre le bilan économique neutre. Si c'est le cas, l'efficacité de l'éco-conception est faible.

Nous positionnons aussi dans ce type d'approche les produits pour lesquels le concepteur ne déploie pas de réels efforts d'éco-conception, mais pour lesquels il cherche à justifier la valorisabilité, ou à développer des filières complexes artificiellement. Le but dans ce cas est d'éviter de remettre en question la conception.[91]

Nous plaçons maintenant les pièces vues dans l'étude de cas n°2 (Evaluation de la valorisabilité), ainsi que leurs versions optimisées en regard des approches possibles de l'éco-conception.

[90] On peut citer à titre d'exemple le cas du pot catalytique. La valeur des métaux précieux contenus dans la pièce (platine, palladium, rhodium) rend le bilan économique du traitement en fin de vie systématiquement rentable. On notera cependant que dans ce cas, la pièce est naturellement éco-conçue, sans effort particulier du concepteur.

[91] On peut citer à titre d'exemple les ailes automobiles en Noryl (alliage polymère de PPO _ poly(oxyde de phénylène) et de PS _Polystyrène) : la matière vierge est plus chère que la tôle qu'elle remplace et que les plastiques usuels (PP, PE), et procure des caractéristiques techniques intéressantes (UsineNouvelle 2001). Le fabricant de la matière met en avant la valorisabilité du produit (GE Plastics 2007), et pourtant les filières n'existent toujours pas sur le terrain. Le constructeur RENAULT tente d'ailleurs en 2010 de mettre en place une filière dédiée (spécifique au Noryl), en partenariat avec le recycleur BROPLAST (AUREA 2010).

4.3.2. Positionnement des pièces de l'étude de cas n°2

Les trois pièces étudiées ont été évaluées sur la base de leur conception originale (3-p.176), et suite à des propositions d'optimisation de la conception (4.2-p.188).

Pièce	**Valeurs originales**			**Valeurs optimisées**		
	T (%)	**R (€)**	**R_M (€/kg)**	**T (%)**	**R (€)**	**R_M (€/kg)**
Garniture de jupe AR	98,9	0,2	0,23	99,3	0,24	0,27
Panneau de porte AV	99,7	0,39	0,14	99,7	0,69	0,25
Pare-soleil	46,7	-0,1	-0,28	66,7	-0,05	-0,14

Table 38 : Valeurs originales et optimisées de la valorisabilité, de la rentabilité, et de la rentabilité massique, pour les pièces de l'étude de cas n°2

La Table 38 synthétise les résultats obtenus dans les paragraphes précédents sur l'évaluation des pièces. On rappelle qu'à l'origine, les deux premières pièces sont valorisables avec une rentabilité positive (bons exemples), alors que la dernière est valorisable avec une rentabilité négative (mauvais exemple).

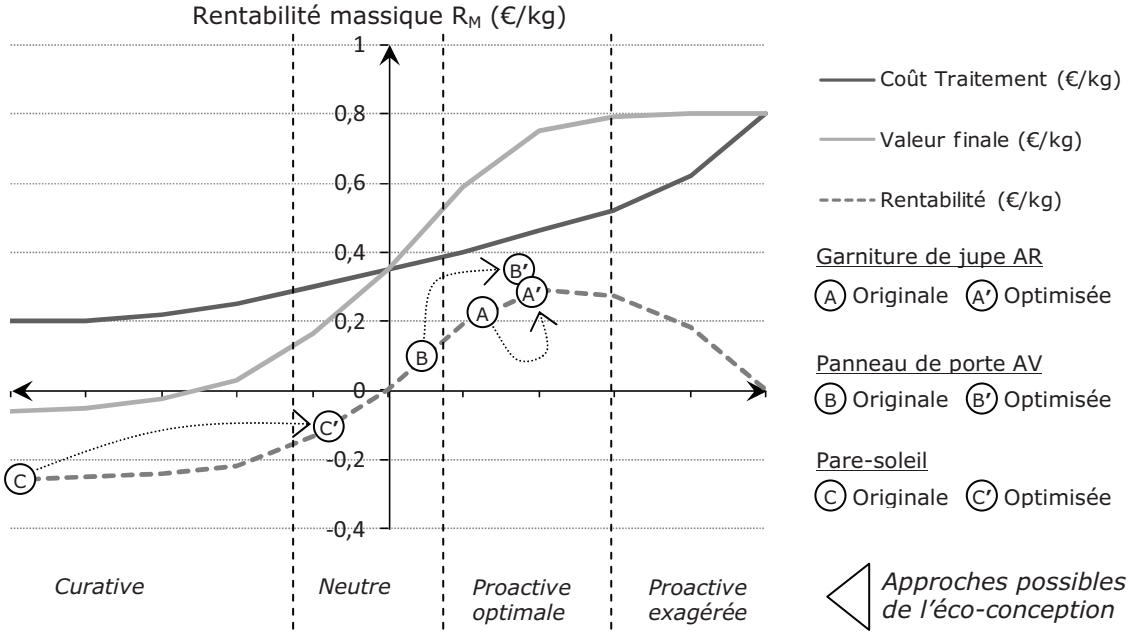


Figure 71 : Positionnement des pièces originales et optimisées de l'étude de cas n°2, vis-à-vis des approches possibles de l'éco-conception et de la rentabilité massique associée (d'après Feldmann et al. (1999), Desai et Mital (2003))

On constate (Figure 71) qu'une fois les pièces optimisées, elles se rapprochent de la zone "Proactive optimale" d'éco-conception.

- Pour la Garniture de jupe arrière (Pièce "A"), l'optimisation est faible car la pièce originale est déjà éco-conçue de manière rentable.
- Pour le Panneau de porte avant (Pièce "B"), l'optimisation proposée amène une différence de rentabilité massique de plus grande ampleur. La pièce passe de la zone "Neutre" à "Proactive optimale".
- C'est sur la pièce Pare-soleil (Pièce "C") que l'optimisation est la plus importante. La pièce passe en effet de la zone "Curative" à la zone "Neutre". Une nouvelle optimisation pourrait être réalisée pour faire passer la pièce dans la zone "Proactive optimale".

4.4. Réponse au problème avéré "Perte de valeur économique"

A ce stade de notre raisonnement, il est possible d'apporter une réponse au Problème avéré "Perte de valeur économique", exposé dans le Chapitre 1 (voir 4.2.4-p.58) :

Les matières issues du traitement fin de vie d'un véhicule hors d'usage ont une valeur économique bien inférieure à celle des matières utilisées lors de la fabrication du véhicule neuf. Il y a une perte de valeur estimée à 62% entre ces deux phases du cycle de vie.

Réponse au problème avéré n°1 (Perte de valeur économique).

Nous avons démontré, grâce à l'évaluation de la rentabilité potentielle de valorisation, que la perte de valeur économique d'un produit entre son début et sa fin de vie est due à une mauvaise intégration de l'éco-conception. L'approche idéale de l'éco-conception que nous préconisons est celle qui permet une rentabilité massique maximum. Nous appelons cette approche "Proactive optimale" car elle permet la prise en compte dans les premiers instants de la conception des possibilités de valorisation économiquement rentables pour la pièce.

CONCLUSION GENERALE

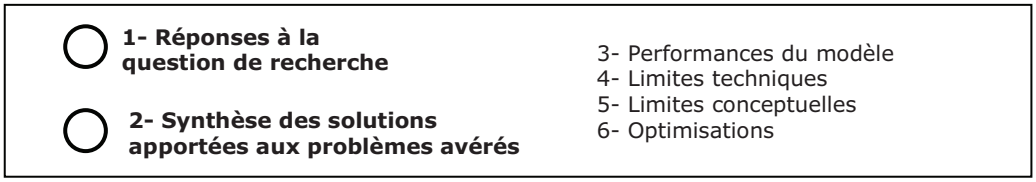


Figure 72 : Composition de la Conclusion Générale

1. Réponses à la question de recherche

Pour répondre à la question de recherche " *Quel système de mesure de la valorisabilité et du changement de valeur en fin de vie peut permettre une éco-conception efficace et une réduction des risques réglementaires ?* "(voir Chapitre 1, 6-p.81), nous proposons une méthode de modélisation des filières de valorisation et d'éco-conception, détaillée dans ce travail de recherche.

Cette méthode permet de mesurer la valorisabilité d'une pièce en cours de conception et sa valeur économique potentielle en fin de vie. Les mesures sont effectuées sur la base d'une vision actuelle et prospective des filières de traitement, issue de l'étude des opérateurs fin de vie.
Le modèle issu de ce travail permet une éco-conception efficace et une réduction des risques réglementaires, grâce à la construction de **deux outils** :
- Les **Règles génériques d'éco-conception**, à prendre en compte avant que la pièce commence à être conçue, lorsque sa définition technique est absente.
- L'**outil d'évaluation de la valorisabilité** des solutions, lorsque la définition technique de la pièce se précise.

Ces deux outils s'appuient sur des indicateurs simples :
- **T** : Taux de valorisabilité massique (%)
- **R** : Rentabilité potentielle de valorisation (euros)
- $\mathbf{R_M}$: Rentabilité massique potentielle de valorisation (euros/kg)

Ces indicateurs permettent de mesurer et de comparer la valorisabilité des pièces au cours de la conception.

Les deux outils proposés constituent ainsi des aides à la décision pour le concepteur, et sont manipulés par l'Expert éco-conception.

Pour RENAULT, ces outils peuvent permettre de :
- Apporter une réponse claire et vérifiable à la réglementation européenne (réduire ainsi les provisions de risques).
- Limiter la quantité de déchets issus de VHU mis en décharge ou incinérés.
- Augmenter les gisements de matières recyclées de bonne qualité, en Europe (et donc limiter la dépendance à l'importation et l'impact écologique).
- Créer une nouvelle méthode de référence pour la mesure de la valorisabilité, et s'assurer ainsi un avantage vis-à-vis des autres constructeurs.

2. Solutions apportées par le modèle aux problèmes avérés

Problème avéré	Solutions apportées par le modèle	Voir
1 **Perte de valeur économique**	**>** Le modèle est utilisable en conception pour : - Intégrer les Règles génériques d'éco-conception en début de projet - Evaluer la valorisabilité des pièces en cours de conception pendant la vie du projet **>** Le modèle permet l'utilisation d'informations fiables et à jour grâce au suivi de l'indicateur IR	Chapitre 3 4.4 -p.196 Chapitre 2 2.3.2-p.141
2 **Adaptation des filières**	**>** La modélisation des pièces à traiter est issue de l'étude des contraintes réelles des opérateurs fin de vie **>** La modélisation des filières est issue de l'étude des performances techniques et économiques des opérateurs	Chapitre 2 3.3 -p.151
3 **Durée de vie et éco-conception**	**>** L'indicateur TER de fiabilité technico-économique permet de prendre en compte, pour l'éco-conception, tout procédé de traitement, quelque soit son stade d'évolution (laboratoire, pilote ou industriel). (la voiture ayant une durée de vie ≈ 13 ans).	Chapitre 2 2.3.1-p.139
4 **Freins à l'éco-conception**	**>** Des critères compréhensibles sont proposés pour la mesure de la valorisabilité : - T (valorisabilité massique), pourcentage massique de la pièce qui est valorisable - R (rentabilité potentielle de valorisation), valeur en euros, à laquelle la pièce sera potentiellement valorisée - R_M (rentabilité massique), valeur en euros par kg, à laquelle la pièce sera potentiellement valorisée **>** Le modèle augmente la rapidité d'évaluation des solutions car il **prépare** (Règles génériques d'éco-conception) et **vérifie** (Outil d'évaluation de la valorisabilité) l'éco-conception (cf. solutions au pb n°2)	Chapitre 2 1.5-p.126 1.6.2.1-p.128 1.6.2.2-p.129 Chapitre 3 4.1-p.187
5 **Risques réglementaires**	**>** Le modèle permet de mesurer et piloter la valorisabilité potentielle d'une pièce en cours de conception et d'atteindre ainsi la conformité réglementaire **>** Il est basé sur toutes les filières visibles (en intégrant les indicateurs de fiabilité technico-économique TER et de fiabilité de l'information IR) **>** Il permet d'anticiper le coût de valorisation par pièce, donc par véhicule, voire pour le parc automobile entier d'un constructeur, et ainsi de : - Affiner les provisions réglementaires qui sont réalisées pour anticiper le coût de mise en conformité éventuel - Affiner les investissements externes dans le développement de certaines filières	Chapitre 2 3.4.4 -p.160

Table 39 : Synthèse des réponses fournies aux problèmes avérés

3. Limites techniques et optimisations possibles

Suite à la construction et à l'utilisation du modèle, on relève certaines faiblesses techniques :

- La modélisation utilisée pour les études de cas n'est pas assez poussée sur certaines filières, en particulier celle de la réutilisation. Considérant que le produit automobile a une durée de vie moyenne de 13 ans en Europe, cette filière a été peu étudiée et sa modélisation simplifiée. Il conviendrait de l'optimiser pour certaines pièces ayant un cycle de vie court dans le véhicule (pièces d'usure à changer régulièrement comme les tapis, pièces moteur ou de carosserie).

- Le modèle réalisant une projection dans la fin de vie future du véhicule, notre évaluation économique est imparfaite car elle n'est pas actualisée[92]. En raison du grand nombre d'hypothèses à fixer (évolution du court du pétrole, variation des valeurs monétaires, émergence de nouvelles technologies, etc.) et de la longueur de la projection (13 ans), cela paraît très difficile. Nous n'en avons donc pas tenu compte.
Cela devrait idéalement être intégré à la méthode, en utilisant par exemple pour base la méthode de calcul de la Valeur Actualisée Nette (VAN).

- Aucune analyse de sensibilité sur les critères du modèle ou sur la véracité des projections n'a pu être effectuée, toujours en raison de la durée de vie du produit étudié. Il faudrait en effet idéalement concevoir des échantillons de pièces, les laisser arriver en fin de vie (donc attendre 13 ans), et évaluer leur valorisabilité.
L'expérimentation est très difficile à mettre en oeuvre, elle pourrait l'être sur des pièces possédant un cycle de vie plus court (pièces d'usure, ou véhicules prématurément hors d'usage)

[92] Actualisation économique : Méthode de valorisation (d'un bien, d'un revenu) à l'époque actuelle. Le taux d'actualisation permet la comparaison d'un revenu (ou d'une dépense) à venir et d'un revenu (ou d'une dépense) actuel. (Petit Robert 2006)

4. Opportunités de développement de la méthode proposée

Cette méthode de modélisation est développée pour le produit automobile. Les résultats sont utiles aux concepteurs, et fournis par un Expert éco-conception, grâce au modèle.

Du point de vue de **l'approfondissement conceptuel** de notre méthode, nous voyons trois pistes de recherche à explorer :

- La première piste de recherche serait d'intégrer une modélisation plus fine du **facteur temps** dans le modèle. Une hiérarchisation des impacts des différentes hypothèses d'évolution économique, ainsi que la construction de scénarios prospectifs (à 13 ans) permettraient d'obtenir des résultats plus précis.

- La deuxième piste d'approfondissement serait d'intégrer la **dimension géographique**. Notre méthode est adaptée au contexte européen (car les déchets de VHU sont sensés être traités en Europe), mais pourrait être étendue au monde. Par exemple, la définition de plaques géographiques (Asie, Afrique, Amériques, Océanie) et le paramétrage de leurs interactions pourrait palier le manque.

- La troisième piste d'optimisation serait d'intégrer une modélisation plus fine du **démontage** et du **remanufacturing** (remise à niveau). Nous constatons bien que du point de vue écologique et économique, cela représente la meilleure option, mais ne l'avons pas observé sur le terrain de recherche (encore une fois à cause de la durée de vie du produit automobile ≈13 ans). Il serait intéresssant d'intégrer cet aspect, en commencant par exemple avec des pièces possédant un cycle de vie plus court (pièces d'usure), et en poursuivant sur les autres pièces du véhicule (en proposant par exemple des nouvelles techniques modulaires).

Du point de vue de **l'approfondissement technique** de la méthode proposée, nous voyons deux opportunités :

- La première serait de **l'intégrer à des systèmes de Conception Assistée par Ordinateur** (CAO). Ainsi, le concepteur pourrait évaluer, directement dans le logiciel de conception qu'il utilise habituellement (ex : CATIA, SolidWorks), la valorisabilité potentielle de sa pièce. Il serait capable de réaliser les modifications rapidement, en testant virtuellement plusieurs solutions.

- La deuxième opportunité pour le modèle est son extension à d'**autres produits, hors automobile**.
En effet, d'une part les matériaux constituant les voitures sont les mêmes que ceux constituant d'autres produits courants (mobilier, électroménager, etc.)[93]. D'autre part, les produits courants suivent globalement les mêmes filières de traitement en fin de vie[94].
Les constructeurs de produits manufacturés possèdent donc les mêmes contraintes globales liées à l'éco-conception[95]. L'architecture du modèle pourrait ainsi être déployée à d'autres secteurs industriels, en adaptant les données contenues.

[93] La meilleure preuve est que les fournisseurs de matières plastiques, métalliques ou autres sont les mêmes pour toutes les industries.
[94] Les produits sont collectés et traités dans les mêmes types d'installations.
[95] Les réseaux de recherche CREER (Cluster Research: Excellence in Ecodesign & Recycling) et RECORD (REcherche COopérative sur les Déchets) illustrent bien ce phénomène. De nombreux constructeurs de produits, de secteurs industriels différents, y sont rassemblés et partagent leurs inquiétudes et leurs savoir-faires sur l'éco-conception.

TABLE DES MATIERES DETAILLEE

REMERCIEMENTS 1

SOMMAIRE 3

LISTE DES ACRONYMES 5

LISTE DES FIGURES 7

LISTE DES TABLEAUX 10

INTRODUCTION GENERALE 12

CHAPITRE 1 : CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL, ECONOMIQUE ET REGLEMENTAIRE, FORMULATION DE LA QUESTION DE RECHERCHE ET ANALYSE DE L'ETAT DE L'ART 17

1. Contexte environnemental et économique : les grands phénomènes observés et leurs conséquences 19
1.1. Phénomènes observés : des causes d'origine anthropique 19
1.1.1. Changement climatique 19
1.1.2. Epuisement des ressources naturelles 21
1.1.3. Gestion des déchets 23
1.2. Des conséquences économiques et sociétales 24
1.2.1. Augmentation et volatilité du prix des matières premières 24
1.2.2. Du consommateur à l'éco-consommateur 27
2. Solutions envisageables et moyens mis en œuvre 29
2.1. Le "Développement durable" et la "Durabilité" 29
2.2. Démarches d'analyses d'impacts sur le cycle de vie du produit 31
2.2.1. Impacts environnementaux 31
2.2.2. Impacts sociaux 33
2.2.3. Impacts économiques 34
2.2.4. Vue d'ensemble 36
3. La Gestion des déchets à l'échelle européenne 38
3.1. Situation observée et politiques mises en place 38
3.2. Cadre réglementaire général 41
3.2.1. Responsabilité Elargie du Producteur (REP) 41
3.2.2. Encadrement des transferts transfrontaliers de déchets 42
3.2.3. Directive-cadre sur les déchets 43
3.2.4. Directive européenne DEEE 43
3.2.5. Directives européenne VHU et RRR 44
3.2.6. Directive Piles et accumulateurs 44
3.2.7. Règlement européen REACH 45
4. La gestion des Véhicules Hors d'Usage (VHU) à l'échelle européenne 47
4.1. Le gisement des véhicules hors d'usage en Europe 47
4.1.1. Evaluation théorique du gisement 47
4.1.2. Etat réel du gisement et marchés parallèles 49
4.2. Composition typique et valeur économique d'un véhicule 50
4.2.1. Composition matière 50
4.2.2. Valeur matière initiale 53
4.2.3. Valeur matière finale 55
4.2.4. Problème avéré : Perte de valeur économique 58
4.3. Les filières européennes de traitement des VHU 59
4.3.1. Définitions générales 59
4.3.1.1. Produit hors d'usage 59
4.3.1.2. Procédé de traitement 60
4.3.1.3. Produit final 60
4.3.1.4. Filière 61
4.3.1.5. Arborescence 62

4.3.2. Vue globale des filières de traitement des VHU 62
4.3.2.1. Dépollution (Phase 1) 62
4.3.2.2. Démontage (Phase 2) 63
4.3.2.3. Broyage (Phase 3) 64
4.3.2.4. Traitement des résidus de broyage (Phase 4) 67
4.3.2.5. Problème avéré : Adaptation des filières 70
4.3.3. Procédés de traitement existants et en développement 71
4.3.3.1. Classement des procédés 71
4.3.3.2. Problème avéré : Durée de vie et éco-conception 73
4.4. Détails sur le cadre réglementaire européen pour la gestion des VHU 74
4.4.1. La prise en compte de la fin de vie des automobiles : de l'accord cadre aux outils réglementaires actuels 74
4.4.2. Réglementation sur la valorisation effective des Véhicules hors d'Usage 75
4.4.3. Réglementation sur l'homologation des véhicules neufs en vue de leur valorisabilité 76
4.4.4. Suivi effectif des objectifs réglementaires européens 77
4.4.5. Problème avéré : Risques réglementaires 79
4.4.6. Problème avéré : Freins à l'éco-conception 79
5. Synthèse des problèmes avérés 80
6. Formulation de la question de recherche 81
7. Démarche de recherche 83
7.1. Champ de recherche 83
7.2. Détails de la démarche de recherche 83
8. Revue de la littérature, état de l'art 85
8.1. Méthodes et outils de mesure de la valorisabilité en conception 85
8.1.1. Méthodes Massiques 86
8.1.2. Méthodes Qualitatives 88
8.1.3. Méthodes Economiques 90
8.1.4. Méthodes Multicritères 91
8.2. Méthodes et outils de mesure du changement de valeur 92
8.2.1. Mesure de la valeur constatée des produits finaux 93
8.2.2. Mesure du coût des processus de traitement 95
8.3. Méthodes et outils d'éco-conception 98
8.4. Systèmes experts 106
8.5. Positionnement de notre démarche vis-à-vis de la littérature 107

CHAPITRE 2 : PROPOSITION D'UNE METHODE DE MODELISATION DES FILIERES DE TRAITEMENT, UTILISABLE POUR L'ECO-CONCEPTION 109

1. Conception : Informations disponibles pour l'évaluation de la valorisabilité, et nécessaires pour le déploiement de l'éco-conception 111
1.1. Contexte industriel autour du développement de l'éco-conception 111
1.1.1. Logique de développement d'un véhicule automobile 111
1.1.1.1. Phase AMONT 112
1.1.1.2. Phase ETUDES 113
1.1.1.3. Phase INDUSTRIALISATION 113
1.1.2. Périmètres de pièces 113
1.2. Données disponibles pour l'éco-conception 114
1.3. Mise en œuvre théorique de l'éco-conception 117
1.3.1. Implication et cibles de l'Expert éco-conception 117
1.3.2. Les outils de l'Expert éco-conception 119
1.3.2.1. Schéma 4 Phases 119
1.3.2.2. OPERA (Overseas Project for Economic Recovery Analysis) 120
1.4. Du théorique au réel : observation des pratiques d'éco-conception 122
1.4.1.1. Les freins à l'éco-conception observés 123
1.4.1.2. Le niveau d'expertise des concepteurs 125
1.5. Réponses au problème avéré "Freins à l'éco-conception" 126
1.6. Proposition d'outils et de critères pour déployer l'éco-conception 127
1.6.1. Outils d'éco-conception 127

1.6.1.1. Outil 1 : Règles génériques d'éco-conception 128
1.6.1.2. Outil 2 : Outil d'évaluation de la valorisabilité 128
1.6.2. Critères d'évaluation de la valorisabilité 128
1.6.2.1. Taux massique T (%) 128
1.6.2.2. Rentabilité R (€) 129
1.6.3. Cohérence avec la logique de développement 130
1.7. Synthèse et nouvelles questions 131
2. Valorisation : Analyse des informations disponibles 132
2.1. Contraintes des opérateurs de traitement fin de vie 132
2.2. Evaluation de la Rentabilité du traitement fin de vie 135
2.2.1. Evaluation du coût de traitement (R_{CTRT}) 136
2.2.2. Evaluation d'une valeur des produits en fin de vie (R_{VFIN}) 137
2.3. Constats sur l'efficacité des filières et la fiabilité des informations récoltées : Création d'indicateurs 139
2.3.1. Fiabilité technico-économique des procédés : Indicateur TER 139
2.3.2. Fiabilité des informations récoltées : Indicateur IR 141
2.4. Synthèse 144
2.5. Réponse au problème avéré "Durée de vie et éco-conception" 145
3. Construction du modèle 146
3.1. Représentation des filières : la base du modèle 146
3.2. Détails sur les objets fondamentaux manipulés 147
3.2.1. Objet "Flux" 147
3.2.2. Objet "Produit" 148
3.2.2.1. Hypothèse d'assemblage 149
3.2.2.2. Assemblage complet (produit ou pièce complète) 150
3.3. Réponse au problème avéré "Adaptation des filières" 151
3.4. Assemblage des objets fondamentaux et dynamique du modèle 151
3.4.1. Assemblage des objets fondamentaux en arborescence 151
3.4.2. Premier mode d'utilisation du modèle : calcul des règles génériques d'éco-conception 152
3.4.2.1. Fonctionnement du modèle 152
3.4.2.2. Des courbes de variations à la règle générique d'éco-conception 154
3.4.2.3. Compilation des règles génériques d'éco-conception à destination du concepteur 156
3.4.3. Deuxième mode d'utilisation du modèle : évaluation de la valorisabilité d'une pièce 157
3.4.3.1. Fonctionnement du modèle 157
3.4.3.2. Résultat intermédiaire : rapport [Coût / Bénéfice] pour chaque filière 158
3.4.3.3. Résultat final : Sélection des filières par l'indicateur TER 159
3.4.4. Réponse au problème avéré "Risques réglementaires" 160
3.5. Synthèse 162

CHAPITRE 3 : ETUDES DE CAS 165

1. Données de base du modèle : filières VHU en Europe 167
2. Etudes de cas n°1 : Obtention des règles génériques d'éco-conception 169
2.1. Construction des règles 169
2.1.1. Construction d'une première règle : assemblage PP /PA6 169
2.1.2. Construction d'une deuxième règle : assemblage PP / PEhd 171
2.1.3. Compilation des règles 173
2.2. Utilisation des règles d'éco-conception 174
2.3. Synthèse des principaux résultats obtenus 175
3. Etudes de cas n°2 : Evaluation de la valorisabilité 176
3.1. Garniture de jupe arrière 176
3.1.1. Description de la pièce 176
3.1.2. Evaluation de la valorisabilité 177
3.1.3. Analyse des résultats 179
3.2. Panneau de porte 180
3.2.1. Decription de la pièce 180
3.2.2. Evaluation de la valorisabilité 180

3.2.3. Analyse des résultats 183
3.3. Pare-soleil 184
3.3.1. Description de la pièce 184
3.3.2. Evaluation de la valorisabilité 184
3.3.3. Analyse des résultats 186
4. Interprétation finale des résultats 187
4.1. Proposition d'un indicateur de Rentabilité massique 187
4.2. Recommandations de conception 188
4.2.1. Optimisation de la valorisabilité pour la Garniture de jupe arrière ... 189
4.2.2. Optimisation de la valorisabilité pour le Panneau de porte 189
4.2.3. Optimisation de la valorisabilité pour le Pare-soleil 190
4.3. Influence de l'éco-conception sur la rentabilité potentielle de valorisation 191
4.3.1. Approches possibles de l'éco-conception et Rentabilité massique 191
4.3.2. Positionnement des pièces de l'étude de cas n°2 195
4.4. Réponse au problème avéré "Perte de valeur économique" 196
CONCLUSION GENERALE 197
1. Réponses à la question de recherche 199
2. Solutions apportées par le modèle aux problèmes avérés 200
3. Limites techniques et optimisations possibles 201
4. Opportunités de développement de la méthode proposée 202
TABLE DES MATIERES DETAILLEE 204
REFERENCES 208
ANNEXE 1 : Variables de modélisation de l'objet "Flux" 219
ANNEXE 2 : Interfaces et bases de données (PHP + MySQL) 223
ANNEXE 3 : Modélisation MATLAB + Simulink 227
ANNEXE 4 : PUBLICATIONS 239

REFERENCES

Accord-cadre, 1993. Accord-cadre sur le retraitement des véhicules hors d'usage.

ACEA, 2005. *Country report charts (EU-15)*, European Automobile Manufacturers' Association.

ADEME, 2008. *Document de réflexion pour l'élaboration d'une stratégie de développement du recyclage en France - RAPPORT FINAL*, French Environment and Energy Management Agency.

ADEME, 2003. *Economic study on the management of End of Life Vehicles*, French Environment and Energy Management Agency.

ADEME, 2008. *Etat des lieux de la valorisation des matériaux issus du traitement des Véhicules Hors d'Usage.*, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.

ADEME, 2010. *Etude de la gestion de la filière de collecte et de valorisation des véhicules hors d'usage dans certains pays de l'Union Européenne.*, ADEME.

ADEME, 2003. *Etude économique sur la filière de traitement des véhicules hors d'usage.*, French Environment and Energy Management Agency.

ADEME, 2006. Exemples à suivre : Eco-conception d'un sac à dos de randonnée par le leader européen des équipements et vêtements de sports "OUTDOOR", LAFUMA. Available at: http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=46841&p2=14134&ref=14134&p1=1.

ADEME, 2002. Guide Pratique : Devenir éco-consommateur, acheter et consommer mieux.

ADEME, 2006. *Material Recycling balance sheet 1996-2005. Part 2.1, Detailed data by path.*, French Environment and Energy Management Agency.

ADEME, 2009. *Observatoire de la Filière Véhicules Hors d'Usage - Rapport annuel sur la mise en place de la filière VHU - Situation en 2008.*, ADEME.

ADEME, 2003. *State of the art on waste sorting technologies.*, French Environment and Energy Management Agency.

AFNOR, 1997. Norme XP X50-155 : Management par la valeur - Coût Global (Value management - Life cycle cost).

AFNOR, 2008. *Panorama des initiatives françaises dans le domaine de l'éco-conception*,

Aggeri, F., 1999. Environmental policies and innovation: A knowledge-based perspective on cooperative approaches. *Research Policy*, 28(7), 699-717.

Amaya, J., Zwolinski, P. & Brissaud, D., 2010. Environmental benefits of parts remanufacturing: the truck injector case. Dans *17th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering Proceedings 17th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering*. Hefei, ANHUI Chine, p. N/A. Available at: http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00519559/PDF/32_Amaya.pdf.

APME, 2010. *Plastics - The Facts 2010 - An analysis of European plastics production, demand and recovery for 2009.*, APME (Association of Plastic Manufacurers in Europe).

APME, 2007. *The Compelling Facts About Plastics. An analysis of plastics production, demand and recovery for 2005 in Europe - Published Spring 2007.*,

Ardente, F., Beccali, G. & Cellura, M., 2003. Eco-sustainable energy and environmental strategies in design for recycling: the software "ENDLESS". *Ecological Modelling*, 163(1-2), 101-118.

AUREA, 2010. Rapport sur le Chiffre d'affaires consolidé du 3ème trimestre 2010.

Ayres, R., Ferrer, G. & Van Leynseele, T., 1997. Eco-efficiency, asset recovery and remanufacturing. *European Management Journal*, 15(5), 557-574.

BAN, 1989. Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination adoptée par la conférence de plénipotentiaires le 22 Mars 1989.

BAN, Ladou, J. & Lovegrove, S., 2009. *Export of Electronics Equipment Waste*, Basel Action Network.

Bellmann, K. & Khare, A., 2000a. Economic issues in recycling end-of-life vehicles. *Technovation*, 20(12), 677-690.

Bellmann, K. & Khare, A., 2000b. Economic issues in recycling end-of-life vehicles. *Technovation*, 20(12), 677-690.

Benoît, C. et al., 2010. The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 156-163.

Bertolini, G., 2004. Extra- and intra-European Union exchanges of recovered materials and products. *Resources Policy*, 29(3-4), 153-164.

van Beukering, P.J. & van den Bergh, J.C., 2006. Modelling and analysis of international recycling between developed and developing countries. *Resources, Conservation and Recycling*, 46(1), 1-26.

BIR, 2008. BIR study reveals : Considerable CO2 saving through recycling. Dans 2008 World Recycling Convention - Bureau of International Recycling. Monte Carlo.

Bouzou, N., 2006. *Les mécanismes du marché (éléments de microéconomie)* Bréal.,

Brezet, J. & Van Hemel, C., 1997. *Ecodesign - A promising approach to sustainable production and consumption*, UNEP.

BRGM, 2006. Eco-notes du BRGM extraites de la revue mensuelle Ecomine / Exportations chinoises : l'automobile, la prochaine étape.

BRGM, 2010. mineralinfo.org.

Brissaud, D. & Zwolinski, P., 2004. End-of-Life-Based Negotiation Throughout the Design Process. *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 53(1), 155-158.

Brouillat, E., 2008. An evolutionary model of recycling and product lifetime extension. *Technological Forecasting and Social Change*, 76(4), 471-486.

Brundtland, Gro Harlem. 1987. *Our common future*. United Nations World commission on Environment and Development.

Butel-Bellini, B. & Janin, M., 1999. Écoconception : état de l'art des outils disponibles.

Castro, M. et al., 2005. A simulation model of the comminution-liberation of recycling streams: Relationships between product design and the liberation of materials during recycling. *International Journal of Mineral Processing*, 75(3-4), 255-281.

Castro, M. et al., 2007. Exergy losses during recycling and the resource efficiency of product systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(2), 219-233.

Chancerel, P. & Rotter, S., 2009. Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. *Waste Management*, 29(8), 2336-2352.

Cherubini, F., Raugei, M. & Ulgiati, S., 2008. LCA of magnesium production: Technological overview and worldwide estimation of environmental burdens. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(8-9), 1093-1100.

Ciroth, A., 2009. Cost data quality considerations for eco-efficiency measures. *Ecological Economics*, 68(6), 1583 - 1590.

Coates, G. & Rahimifard, S., 2006. Cost models for Increased Value Recovery from End-of-Life Vehicles. Dans 13th CIRP INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ENGINEERING.

Cooper, R. & Slagmulder, R., 1997. *Target Costing and Value Engineering (Strategies in Confrontational Cost Management Series)*, Productivity Press.

Corriou, J., 1984. Thermodynamique chimique - Définitions et relations fondamentales.

CRR, 2010. *Green Retail Trends in Europe 2010.*,

CYCLOPE, 2009. *Rapport Cyclope 2009 - Les marchés mondiaux*, Cercle Cyclope - Cycles et Orientations des Produits et des Echanges.

Dahmus, J. & Gutowski, T., 2007. What gets recycled: An information theory based model for product recycling. *Environmental Science and Technology*, 41(21), 7543-7550.

Desai, A. & Mital, A., 2003. Evaluation of disassemblability to enable design for disassembly in mass production. *International Journal of Industrial Ergonomics*, 32(4), 265-281.

Dijkema, G.P.J., Reuter, M.A. & Verhoef, E.V., 2000. A new paradigm for waste management. *Waste Management*, 20(8), 633-638.

EC, 2005. *Communication de la commission au conseil, au parlement européen, au comité économique et social européen et au comité des régions : Mise en oeuvre de l'utilisation durable des ressources: Une stratégie thématique pour la prévention et le recyclage des déchets.*,

EC, 2000. *Directive 2000/53/EC of the European Parliament and the council on end of life vehicles*,

EC, 2003. *DIRECTIVE 2002/96/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 January 2003 on waste electrical and electronic equipment (WEEE)*,

EC, 2005a. *Directive 2005/32/EC of the European Parliament and of the Council of 6 July 2005 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-using products and amending Council Directive 92/42/EEC and Directives 96/57/EC and 2000/55/EC of the European Parliament and of the Council*,

EC, 2005b. *Directive 2005/64/EC of the European Parliament and the council on type approval of motor vehicles with regard to their reusability, recyclability and recoverability*,

EC, 2006a. *Directive 2006/12/EC of the European Parliament and of the Council of 5 April 2006 on waste*,

EC, 2006b. *Directive 2006/66/CE du Parlement européen et du Conseil du 6 septembre 2006 relative aux piles et accumulateurs ainsi qu'aux déchets de piles et d'accumulateurs.*,

EC, 2008. *Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives.*,

EC, 2010. *Manquement d'État – Directive 2000/53/CE – Articles 5, paragraphes 3 et 4, 6, paragraphe 3, ainsi que 7, paragraphe 1 – Transposition non conforme (ARRÊT DU 15. 4. 2010 – AFFAIRE C-64/09)*, Available at: http://curia.europa.eu/jurisp/cgi-bin/form.pl?lang=fr&jurcdj=jurcdj&newform=newform&docj=docj&docop=docop&docnoj=docnoj&typeord=ALLTYP&numaff=&ddatefs=15&mdatefs=4&ydatefs=2010&ddatefe=22&mdatefe=4&ydatefe=2010&nomusuel=&domaine=&mots=&resmax=100&Submit=Rechercher.

EC, 2006a. *Règlement n°1013/2006 du parlement européen et du conseil du 14 juin 2006 concernant les transferts de déchets.*,

EC, 2006b. *Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC*,

EC, 2010. *Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials*, Available at: http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw-materials/critical/index_en.htm [Accédé Novembre 10, 2010].

EC-DGE, 2006. *European Business Awards for the Environment*, Available at: http://ec.europa.eu/comm/environment/business_awards.

EEA, 2006. *Transport and environment: facing a dilemma (EEA Report No 3/2006 - ISSN 1725-9177)*, European Environment Agency (EEA).

Ehrenfeld, J., 2008. *Sustainability by Design- A Subversive Strategy for Transforming Our Consumer Culture* Yale University Press., Yale University Press.

Eichner, T. & Pethig, R., 2001. Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment. *Journal of Environmental Economics and Management*, 41(1), 109-134.

Ekvall, T., 2000. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 29(1-2), 91-109.

Erdos, G., Kis, T. & Xirouchakis, P., 2001. Modelling and evaluating product end-of-life options. *International Journal of Production Research*, 39(6), 1203-1220.

Erkman, S., 2004. *Vers une écologie industrielle - Comment mettre en pratique le développement durable dans une société hyper-industrielle.* Charles Léopold Mayer., Charles Léopold Mayer.

ETCRWM, 2008a. *Projection of end-of-life vehicles. Development of a projection model and estimates of ELVs for 2005-2030*, European Topic Centre on Resource and Waste Management.

ETCRWM, 2008b. *Transboundary shipments of waste in the EU - Developments 1995-2005 and possible drivers*, ETCRWM - European Environment Agency.

Feldmann, K., Trautner, S. & Meedt, O., 1999. Innovative disassembly strategies based on flexible partial destructive tools. *Annual Reviews in Control*, 23, 159-164.

Ferrao, P. & Amaral, J., 2006. Assessing the economics of auto recycling activities in relation to European Union Directive on end of life vehicles. *Technological Forecasting and Social Change*, 73(3), 277-289.

Ferrao, P. & Amaral, J., 2006. Design for recycling in the automobile industry: new approaches and new tools. *Journal of Engineering Design*, 17(5), 447 - 462.

Forton, O., Harder, M. & Moles, N., 2006. Value from shredder waste: Ongoing limitations in the UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 46(1), 104-113.

Froelich, D. et al., 2007. State of the art of plastic sorting and recycling: Feedback to vehicle design. *Minerals Engineering*, 20(9), 902-912.

Gaustad, G., Olivetti, E. & Kirchain, R., 2010. Design for Recycling. *Journal of Industrial Ecology*, 14(2), 286-308.

GE Plastics, 2007. Les matériaux "ecomagination" de GE Plastics pour les panneaux de carrosserie font monter l'enthousiasme, pas les factures de carburant. Available at: http://www.pressreleasefinder.com/item.asp?id=8564 [Accédé Janvier 9, 2011].

Gehin, A., Zwolinski, P. & Brissaud, D., 2008. A tool to implement sustainable end-of-life strategies in the product development phase. *Journal of Cleaner Production*, 16(5), 566-576.

Gehin, A., Zwolinski, P. & Brissaud, D., 2009. Integrated design of product lifecycles--The fridge case study. *CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology*, 1(4), 214-220.

GHK & Bio IS, 2006. *A study to examine the benefits of the End of Life Vehicles Directive and the costs and benefits of a revision of the 2015 targets for recycling, re-use and recovery under the ELV Directive. Final Report to DG Environment.*,

GIEC, 2007. *Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.*, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

Gungor, A. & Gupta, S.M., 1999. Issues in environmentally conscious manufacturing and product recovery: a survey. *Computers & Industrial Engineering*, 36(4), 811-853.

Harscoet, E., 2007. *Développement d'une comptabilité environnementale orientée vers la création de valeur : l'application à un investissement de prévention des pollutions*. Thèse de doctorat, Institut Conception, Mécanique et Environnement - ENSAM Chambéry.

Hashimoto, S. & Moriguchi, Y., 2004. Proposal of six indicators of material cycles for describing society's metabolism: from the viewpoint of material flow analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 40(3), 185-200.

Howarth, G. & Hadfield, M., 2006. A sustainable product design model. *Materials & Design*, 27(10), 1128-1133.

Huhtala, A., 1997. A Post-Consumer Waste Management Model for Determining Optimal Levels of Recycling and Landfilling. *Environmental and Resource Economics*, 10(3), 301-314.

Huisman, J., Stevels, A. & Middendorf, A., 2001. Calculating environmentally weighted recyclability of consumer electronic products using different environmental assessment models. Dans Electronics and the Environment, 2001. Proceedings of the 2001 IEEE International Symposium on. p. 88-93.

Ignatenko, O., van Schaik, A. & Reuter, M., 2007. Exergy as a tool for evaluation of the resource efficiency of recycling systems. *Minerals Engineering*, 20(9), 862-874.

Ilgin, M.A. & Gupta, S.M., 2010. Environmentally conscious manufacturing and product recovery (ECMPRO): A review of the state of the art. *Journal of Environmental Management*, 91(3), 563-591.

Ishii, K., Eubanks, C.F. & Di Marco, P., 1994. Design for product retirement and material life-cycle. *Materials & Design*, 15(4), 225-233.

ISO, 2001. ISO14021 - Marquages et déclarations environnementaux - Autodéclarations environnementales (Étiquetage de type II).

ISO, 2006a. ISO14040 - Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre.

ISO, 2006b. ISO14044 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

ISO, 2002. ISO22628 - Road vehicles - Recyclability and recoverability - Calculation method.

Jackson, P., 1999. *Introduction to Expert Systems* 3 éd., Addison-Wesley Educational Publishers.

Jekel, L.J. & Tam, E.K.L., 2007. Plastics Waste Processing: Comminution Size Distribution and Prediction. *Journal of Environmental Engineering*, 133(2), 245-254.

Kerr, W. & Ryan, C., 2001. Eco-efficiency gains from remanufacturing: A case study of photocopier remanufacturing at Fuji Xerox Australia. *Journal of Cleaner Production*, 9(1), 75-81.

Kim, J., Hwang, Y. & Park, K., 2009. An assessment of the recycling potential of materials basedon environmental and economic factors; case study in South Korea. *Journal of Cleaner Production*, 17(14), 1264-1271.

Kobayashi, H., 2005. Strategic evolution of eco-products: a product life cycle planning methodology. *Research in Engineering Design*, 16(1), 1-16.

Kriwet, A., Zussman, E. & Seliger, G., 1995. Systematic integration of design-for-recycling into product design. *International Journal of Production Economics*, 38(1), 15-22.

Le Monde, 2010a. "Erika" : la cour d'appel de Paris consacre le principe du préjudice écologique. *Le Monde*.

Le Monde, 2010b. Nicholas Stern : "J'ai sous-estimé les dangers du réchauffement". *Le Monde*.

Le Monde Diplomatique, 2006. Déchets, les recycleurs et les recyclés - ATLAS 2006. Available at: http://www.monde-diplomatique.fr/cartes/atlas-dechets [Accédé Novembre 16, 2010].

Le Pochat, S., 2005. *INTEGRATION DE L'ECO-CONCEPTION DANS LES PME : Proposition d'une méthode d'appropriation de savoir-faire pour la conception environnementale des produits.* Thèse de doctorat, Institut Conception, Mécanique et Environnement - ENSAM Chambéry.

Leibrecht, S., Van, T.N.P. & Anderl, R., 2004. Techniques for the integration of expert knowledge into the development of environmentally sound products. *Journal of Engineering Design*, 15(4), 353 - 366.

Liao, S., 2005. Expert system methodologies and applications--a decade review from 1995 to 2004. *Expert Systems with Applications*, 28(1), 93-103.

Ljungberg, L.Y., 2007. Materials selection and design for development of sustainable products. *Materials & Design*, 28(2), 466-479.

Luttropp, C. & Lagerstedt, J., 2006a. EcoDesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1396-1408.

Luttropp, C. & Lagerstedt, J., 2006b. EcoDesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1396-1408.

Masanet, E. & Horvath, A., 2007. Assessing the benefits of design for recycling for plastics in electronics: A case study of computer enclosures. *Materials & Design*, 28(6), 1801-1811.

Mathieux, F., Brissaud, D. & Zwolinski, P., 2007. Product ecodesign and materials: current status and future prospects. Dans 1st International seminar on Society & Materials, SAM1. Seville. Available at: http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00182342/PDF/Paper_SAM_-_Mathieux-Brissaud-Zwolinski_-_Final.pdf.

Mathieux, F., Froelich, D. & Moszkowicz, P., 2008. ReSICLED: a new recovery-conscious design method for complex products based on a multicriteria assessment of the recoverability. *Journal of Cleaner Production*, 16(3), 277-298.

Maudet, C., Bertoluci, G. & Froelich, D., 2005. Choice of an adapted end-of-life scenario by recovery chain modelling. Dans IMACS 2005,17th World congress, Scientific computation, Applied mathematics and Simulation. Paris, France.

Maudet, C., Bertoluci, G. & Froelich, D., 2007. Integrating plastic recycling industries into the automotive supply chain. *International Journal of Environmentally Conscious Design & Manufacturing*, 13(3&4).

Mazzanti, M. & Zoboli, R., 2006. Economic instruments and induced innovation: The European policies on end-of-life vehicles. *Ecological Economics*, 58(2), 318-337.

Mellor, W. et al., 2002. A mathematical model and decision-support framework for material recovery, recycling and cascaded use. *Chemical Engineering Science*, 57(22-23), 4697-4713.

Menger, C., 1976. *Principles of Economics*, The New York University Press.

Midler, C., 2004. *L'auto qui n'existait pas, management des projets et transformation de l'entreprise* Nouvelle édition., Paris: Dunod.

Millet, D. et al., 2007. Does the potential of the use of LCA match the design team needs? *Journal of Cleaner Production*, 15(4), 335-346.

Millet, D. et al., 2003. L'entreprise face au développement durable : changement de paradigme et processus d'apprentissageThe firm faced to sustainable development: change of paradigm and learning process. *Nature Sciences Sociétés*, 11(2), 146-157.

Mirabile, D. et al., 2002. Thermal valorisation of automobile shredder residue: injection in blast furnace. *Waste Management*, 22(8), 841-851.

Mok, H.S., Kim, H.J. & Moon, K.S., 1997. Disassemblability of mechanical parts in automobile for recycling. *Computers & Industrial Engineering*, 33(3-4), 621-624.

Mok, H., Cho, J. & Moon, K., 2006. Design for Environment-Friendly Product. Dans *Computational Science and Its Applications - ICCSA 2006*. Available at: http://dx.doi.org/10.1007/11751595_104.

Muñoz, I. et al., 2006. Using LCA to Assess Eco-design in the Automotive Sector: Case Study of a Polyolefinic Door Panel (12 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 323-334.

Niemann, E., 2006. *L'énergie Grise dans la filière bâtiments et travaux publics (Portail Documentation developpement-durable.gouv.fr).*, Available at: http://portail.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/dri/RMGC06-002.pdf.

Nourreddine, M., 2007. Recycling of auto shredder residue. *Journal of Hazardous Materials*, 139(3), 481-490.

OCDE, 2001. *Responsabilité élargie des producteurs. Manuel à l'intention des pouvoirs publics.* 972001042 éd., OCDE.

O'Shea, M., 2002. Design for Environment in conceptual product design – a decision model to reflect environmental issues of all life-cycle phases. *The Journal of Sustainable Product Design*, 2(1), 11-28.

Petit Robert, 2006. Le Petit Robert de la langue française 2006. Dans Dictionnaires Le Robert - Paris.

Phillis, Y., Kouikoglou, V. & Zhu, X., 2009. Fuzzy Assessment of Material Recyclability and Its Applications. *Journal of Intelligent and Robotic Systems*, 55(1), 21-38.

Plouffe, S. et al., 2010. Economic benefits tied to ecodesign. *Journal of Cleaner Production*, In Press, Accepted Manuscript. Available at: http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VFX-51P9WXG-2/2/619e6f9f9fa898a6441a59624152d061.

R&R magazine, 2007. La filière investit dans la dépollution et des broyeurs plus puissants. *Recyclage et Récupération magazine*, N(200706). Available at: http://archives.environnement-magazine.fr/vhu/la-filiere-investit-dans-la-depollution-et-des-broyeurs-plus-puissants/0/44849 [Accédé Décembre 17, 2010].

Rahimifard, S. et al., 2009. Barriers, drivers and challenges for sustainable product recovery and recycling. *International Journal of Sustainable Engineering*, 2(2), 80 - 90.

Renault, 2007. Logique de développement (Formation interne).

Reuter, M. et al., 2006a. Fundamental limits for the recycling of end-of-life vehicles. *Minerals Engineering*, 19(5), 433-449.

Reuter, M. et al., 2006b. Fundamental limits for the recycling of end-of-life vehicles. *Minerals Engineering*, 19(5), 433-449.

Reyes Carillo, T., 2007. *Ecodesign in the SPE's : the "methodological trojan horse approach" and the choice of trajectories as a mecanisms for environmental integration into design process*. Thèse de doctorat - Institut Supérieur de Mécanique de Paris - SUPMECA Toulon.

Santini, A. et al., 2010. Assessment of Ecodesign potential in reaching new recycling targets. *Resources, Conservation and Recycling*, In Press, Corrected Proof. Available at: http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VDX-4YRXKH8-1/2/9238525ea0fcd4c02a839bef6c89f6ff.

van Schaik, A., Reuter, M.A. & Heiskanen, K., 2004. The influence of particle size reduction and liberation on the recycling rate of end-of-life vehicles. *Minerals Engineering*, 17(2), 331-347.

Schneider, F., 2003. L'effet rebond. *L'Ecologiste (Edition française de The Ecologist)*, 4(3), 45.

Schultmann, F., Zumkeller, M. & Rentz, O., 2006. Modeling reverse logistic tasks within closed-loop supply chains: An example from the automotive industry. *European Journal of Operational Research*, 171(3), 1033-1050.

Senthil, K.D. et al., 2003. A proposed tool to integrate environmental and economical assessments of products. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(1), 51-72.

Shukla, A., Tiwari, G. & Sodha, M., 2009. Embodied energy analysis of adobe house. *Renewable Energy*, 34(3), 755-761.

SIPRI, 2010. Appendix 5A. Military expenditure data, 1999–2008 — www.sipri.org. Available at: http://www.sipri.org/yearbook/2009/05/05A [Accédé Novembre 10, 2010].

Stern, 2010. Cours - Chaire développement durable-Environnement, Energie et Société - 2009 - Collège de France. Available at: http://www.college-de-france.fr/default/EN/all/ni_ste/ [Accédé Novembre 21, 2010].

Stern, N., 2007. *The Economics of Climate Change*, HM Treasury, London.

Stromberg, P., 2004. Market imperfections in recycling markets: conceptual issues and empirical study of price volatility in plastics. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(4), 339-364.

Subramoniam, R., Huisingh, D. & Chinnam, R.B., 2010. Aftermarket remanufacturing strategic planning decision-making framework: theory & practice. *Journal of Cleaner Production*, 18(16-17), 1575-1586.

Tilton, J.E., 1999. The future of recycling. *Resources Policy*, 25(3), 197-204.

UNEP, 2010. *The Emissions Gap Report : Are the Copenhagen Accord pledges sufficient to limit global warming to 2°c or 1.5°c ?*,

UsineNouvelle, 2001. Les constructeurs plébiscitent l'aile en plastique. *www.usinenouvelle.com*. Available at: http://www.usinenouvelle.com/article/automobileles-constructeurs-plebiscitent-l-aile-en-plastiquel-interet-des-constructeurs-a-reveille-la-filiere-de-nouvelles-solutions-pointent-le-plastique-n-a-jamais-eu-autant-d-atouts-pour-s-imposer-.N101150 [Accédé Janvier 9, 2011].

Venkatarama Reddy, B.V. & Jagadish, K.S., 2003. Embodied energy of common and alternative building materials and technologies. *Energy and Buildings*, 35(2), 129-137.

Villalba, G. et al., 2004. Using the recyclability index of materials as a tool for design for disassembly. *Ecological Economics*, 50(3-4), 195-200.

Villalba, G. et al., 2002. A proposal for quantifying the recyclability of materials. *Resources, Conservation and Recycling*, 37(1), 39-53.

Vogtlander, J.G., Bijma, A. & Brezet, H.C., 2002. Communicating the eco-efficiency of products and services by means of the eco-costs/value model. *Journal of Cleaner Production*, 10(1), 57-67.

WRAP, 2010. *Environmental benefits of recycling - 2010 update*, Waste & Resources Action Programme.

WRAP, 2006. *Environmental benefits of recycling. An international review of life cycle comparisons for key materials in the UK recycling sector.*, Waste & Resources Action Programme.

Wright, E. et al., 2005. Improving recyclability by design: a case study of fibre optic cable. *Resources, Conservation and Recycling*, 44(1), 37-50.

Yu, Y. et al., 2000. A decision-making model for materials management of end-of-life electronic products. *Journal of Manufacturing Systems*, 19(2), 94-107.

Zevenhoven, R. & Saeed, L., 2002. *Automotive shredder residue (ASR) and compact disc (CD) waste: options for recovery of materials and energy. Final report for study funded by Ekokem Oy Ab 2002.*, Helsinki University of Technology Department of Mechanical Engineering.

Zhang, H.C. et al., 1997. Environmentally conscious design and manufacturing: A state-of-the-art survey. *Journal of Manufacturing Systems*, 16(5), 352-371.

Zwolinski, P. & Brissaud, D., 2008. Remanufacturing strategies to support product design and redesign. *Journal of Engineering Design*, 19(4), 321-335.

Zwolinski, P., Lopez-Ontiveros, M. & Brissaud, D., 2006. Integrated design of remanufacturable products based on product profiles. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1333-1345.

ANNEXE 1 : Variables de modélisation de l'objet "Flux"

NOTE :

L'objet "Flux" est décrit dans le Chapitre 2, 3.2.1-p.147.

	Variable	Sous-variable	Description	Variation	Unité
Variables restrictives d'entrée	MaxSize		Taille maximum tolérée pour les produits d'entrée (seule la valeur maximale entre longueur, largeur et hauteur est retenue)	0 --> ∞	cm
	MinSize		Taille minimum requise pour les produits d'entrée (seule la valeur maximale entre longueur, largeur et hauteur est retenue)	0 --> ∞	cm
	Name_Pol_x		Nom du produit X qui peut être considéré comme polluant (Le "polluant" est vu ici comme une matière présente dans l'un des composants du produit d'entrée, qui peut être considérée comme bloquante. Par exemple, le Cuivre est un polluant pour l'Acier dans le Flux "Fonte aciérie".)	-	-
	TolM_Pol_x		Tolérance du flux au produit polluant X, en proportion massique par rapport au produit d'entrée	0 --> 100	%
	TolS_Pol_x		Tolérance du flux au produit polluant X, en taille	0 --> ∞	cm
	LinkT_Pol_x		Type de lien proscrit pour l'assemblage du produit X sur le produit d'entrée (point, ligne, surface)	0 : Aucun 1 : Point 2 : Ligne 3 : Surface	-
	LinkS_Pol_x		Taille tolérée du lien pour l'assemblage du produit X sur le produit d'entrée. Cette mesure est prise par unité de surface, suivant la valeur de "LinkT_Pol_x" : ("LinkT_Pol_x" = point) > ("LinkS_Pol_x" = points / cm²) ("LinkT_Pol_x" = ligne) > ("LinkS_Pol_x" = cm / cm²) ("LinkT_Pol_x" = surface) > ("LinkS_Pol_x" = cm² / cm²)	0 --> ∞	pts/cm² cm/cm² cm²/cm²
	LinkP_Pol_x		Produit proscrit pour l'assemblage du produit X sur le produit d'entrée	-	-
Variables de modification	MaxSize_USOP		Taille maximum des produits de sortie, après traitement par le Flux (seule la valeur maximale entre longueur, largeur et hauteur est retenue)	0 --> ∞	cm
	MinSize_USOP		Taille minimum des produits de sortie, après traitement par le Flux (seule la valeur maximale entre longueur, largeur et hauteur est retenue)	0 --> ∞	cm
	Name_UOP		Nom du produit de sortie principal après traitement par le Flux (ex:PP)	-	-
	Name_SOP		Nom du produit de sortie secondaire après traitement par le Flux (en cas de tri)	-	-
	SortPur		Puretée du tri	0 --> 100	%
	TREU_UOP		Taux de réutilisation du Produit de sortie Principal	0 --> 100	%
	TREC_UOP		Taux de recyclage du Produit de sortie Principal	0 --> 100	%
	TVEN_UOP		Taux de valorisation énergétique du Produit de sortie Principal	0 --> 100	%

	TREU_SOP		Taux de réutilisation du Produit de sortie Secondaire	0 --> 100	%
	TREC_SOP		Taux de recyclage du Produit de sortie Secondaire	0 --> 100	%
	TVEN_SOP		Taux de valorisation énergétique du Produit de sortie Secondaire	0 --> 100	%
Variables globales	Process		Nom du ou des procédés du Flux. Celui-ci peut en effet modéliser un seul procédé (exemple : Broyage), ou plusieurs mis bout à bout (exemple : Dépollution + Broyage).	-	-
	Cost		Coût de traitement (Calcul détaillé en 2.2.1)	0 --> ∞	euros / Tonne
	TER		Indicateur de fiabilité technique et économique (Calcul détaillé en 2.1.1)	0 --> 100	%
		TER_1	[Faisabilité technique] 100 : La technologie est prête à échelle industrielle (production de masse) 66 : La technologie est prête à échelle pilote 33 : La technologie est prête à échelle laboratoire 0 : La technologie n'est pas prête	0 / 33 / 66 / 100	%
		TER_2	[Capacité actuelle] 100 : Plus de 50 000 Tonnes/an 50 : Entre 5000 et 50 000 Tonnes/an 0 : Moins de 5000 Tonnes/an	0 / 50 / 100	%
		TER_3	[Débouchés potentiels] 100 : Plus de 50% des produits de sortie sont utilisés comme matières secondaires ou pièces 66 : Entre 5% et 50% des produits de sortie sont utilisés comme matières secondaires ou pièces 33 : Moins de 5% des produits de sortie sont utilisés comme matières secondaires ou pièces 0 : Aucun des produits de sortie ne sont utilisés comme matières secondaires ou pièces	0 / 33 / 66 / 100	%
		TER_4	[Nature économique Sortants] 100 : Très bonne : les produits de sortie sont plus de 10% moins chers que leurs équivalents 66 : Bonne : les produits de sortie sont moins de 10% moins chers que leurs équivalents 33 : Neutre : les produits de sortie sont au même prix que leurs équivalents 0 : Négative : les produits de sortie sont plus chers que leurs équivalents	0 / 33 / 66 / 100	%
		TER_5	[Financement extérieur] 100 : Il y a un accord de reprise pour les produits d'entrée (en fin de vie) 50 : Les opérateurs financent le Flux 0 : Il n'y a aucun accord de reprise ou financement	0 / 50 / 100	%
		TER_6	[Gisements disponibles] 100 : Le gisement correspond parfaitement aux capacités de traitement 66 : Le gisement est beaucoup plus important que les capacités de traitement 33 : Le gisement est insuffisant mais des produits de substitution existent 0 : Le gisement est insuffisant et il n'existe aucun produit de substitution	0 / 33 / 66 / 100	%
		TER_7	[Coût de traitement] 100 : Inférieur à 100 euros/Tonne 66 : Compris entre 100 et 500 euros/Tonne 33 : Compris entre 500 et 1000 euros/Tonne 0 : Supérieur à 1000 euros/Tonne	0 / 33 / 66 / 100	%
		TER_8	[Nombre d'opérateurs] 100 : Plus de 5 opérateurs différents utilisent le Flux 50 : Entre 1 et 5 opérateurs différents utilisent le Flux 0 : Seulement 1 opérateur utilise le Flux	0 / 50 / 100	%
		TER_9	[Evolution de la réglementation] 100 : Aucune sévérisation de la réglementation n'est prévue 66 : Une sévérisation de la réglementation est prévue, nécessitant des investissements à moins de 10% du chiffre d'affaire 33 : Une sévérisation de la réglementation est	0 / 33 / 66 / 100	%

			prévue, nécessitant des investissements inconnus 0 : Une sévérisation de la réglementation est prévue, nécessitant des investissements à plus de 10% du chiffre d'affaire		
		TER_10	[Réglementation] 100 : Pas de réglementation 50 : Il existe une réglementation nécessitant d'investir moins de 10% du chiffre d'affaire 0 : Il existe une réglementation nécessitant d'investir plus de 10% du chiffre d'affaire	0 / 50 / 100	%
		TER_11	[Libre concurrence entre opérateurs] 100 : Il existe un marché compétitif classique pour les produits d'entrée 50 : Il n'existe pas de marché compétitif classique pour les produits d'entrée, mais plusieurs opérateurs existent 0 : Situation de monopole	0 / 50 / 100	%
		TER_12	[Qualité Intrants] 100 : Intrants toujours de bonne qualité 50 : Intrants parfois de mauvaise qualité 0 : Intrants toujours de mauvaise qualité	0 / 50 / 100	%
		TER_13	[Stabilité] 100 : La disponibilité des intrants est toujours stable 50 : La disponibilité des intrants est parfois instable 0 : La disponibilité des intrants n'est jamais stable	0 / 50 / 100	%
		TER_14	[Santé des opérateurs] 100 : Les opérateurs sont tous en bonne santé financière 0 : Un ou plusieurs opérateurs sont en déficit	0 / 100	%
	IR		Indicateur de fiabilité des sources d'information (Calcul détaillé en 2.1.2)	0 --> 100	%
		IR_1	[Source] 100 : La source est une étude de terrain 0 : La source vient de la littérature	0 --> 100	%
		IR_2	[Précision] 100 : La source décrit tous les procédés du flux 0 : La source ne décrit pas les procédés du flux (boîte noire)	0 --> 100	%
		IR_3	[Age] 100 : La source est récente 0 : La source est ancienne	0 --> 100	%
		IR_4	[Couverture technique] 100 : La source décrit tous les procédés du flux 0 : La source décrit un seul procédé du flux	0 --> 100	%
		IR_5	[Couverture temporelle] 100 : La source décrit le flux en utilisant des données récentes et anciennes 0 : La source décrit le flux en utilisant des données récentes	0 --> 100	%
		IR_6	[Couverture géographique] 100 : La description du flux par la source est valide pour l'ensemble de la zone géographique (Europe) 0 : La description du flux par la source est valide uniquement pour un site industriel	0 --> 100	%
		IR_7	[Indépendance] 100 : Le fournisseur de la source est considéré comme indépendant (ex : rapport public non financé par l'industrie) 0 : Le fournisseur de la source est considéré comme non-indépendant (ex : rapport financé par l'industrie)	0 --> 100	%

ANNEXE 2 : Interfaces et bases de données (PHP + MySQL)

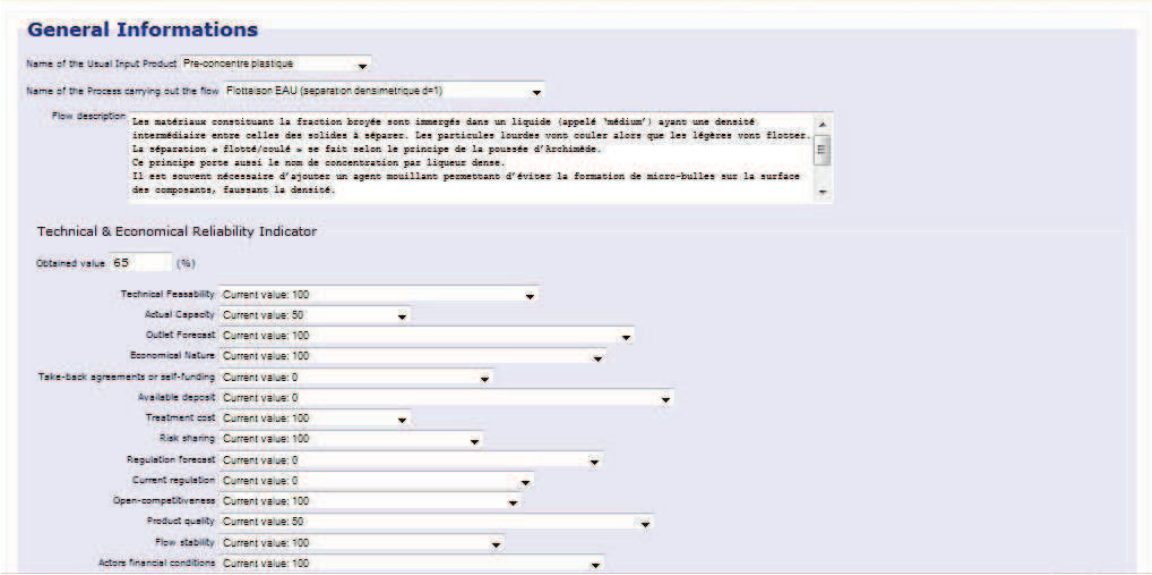
→ Interface d'enregistrement des données sur les filières de valorisation (exemple de Flux rempli)

NOTE :

*- Les données brutes sont enregistrées dans des bases **MySQL** (Système de gestion de base de données, Open Source[96]), version 5.1.37.*

*- Les interfaces d'enregistrement et de mise à jour des données sont disponibles via un navigateur web simple (Internet Explorer, Mozilla Firefox ou Chrome), et sont développées en langage **PHP** (Hypertexte Preprocessor : langage dynamique via serveur, Open Source), version 5.3.0.*

*- Des serveurs virtuels Apache (supporte le PHP) et MySQL (supporte les bases) sont fournis grâce au logiciel libre **EasyPHP**, version 5.3.0[97].*



[96] http://www.mysql.fr/
[97] http://www.easyphp.org/

Information Reliability Indicator

Obtained value 54 (%)

	Document	Source	Accuracy	Age	Independence	Tech Coverage	Temp Coverage	Geo Coverage
1	Enquete sur l'etat de l'art et les perspectives des techniques de tri automatique des dechets. (ADEME -2003-08-15)	33	100	66	100	33	33	100
2	FichesProvenTechnologies (EUCAR -2006-02-01)	33	0	66	100	66	0	100
3	-------	0	0	0	0	0	0	0
4	-------	0	0	0	0	0	0	0
5	-------	0	0	0	0	0	0	0
6	-------	0	0	0	0	0	0	0
7	-------	0	0	0	0	0	0	0
8	-------	0	0	0	0	0	0	0
9	-------	0	0	0	0	0	0	0
10	-------	0	0	0	0	0	0	0

Actors using the Flow

	Actor	Dest Phase	Actual Capacity (T/year)	Forecast Capacity 45 years (T/year)	Cost MIN per incoming Ton (€/T)*	Cost MAX per incoming Ton (€/T)*
1	SITA	T	12000	0	35.12	37.2
2	-------	---				
3	-------	---				
4	-------	---				
5	-------	---				
6	-------	---				
7	-------	---				
8	-------	---				
9	-------	---				
10	-------	---				

* Si la valeur est inconnue (ex: flux au stade laboratoire), prendre l'hypothèse la plus défavorable : 1000€/T

Input Controls

Usual Input Product Maximum Size 10 (cm)

Usual Input Product Minimum Size 0.5 (cm)

Potential Polluting Products

	Potential Pollutant	Mass Proportion Tolerance (%)	Size Proportion Tolerance (cm)
1	Huile	5	0
2	-------		
3	-------		
4	-------		
5	-------		
6	-------		
7	-------		
8	-------		
9	-------		
10	-------		

Potential Polluting Joining Methods

	Product N°1	Product N°2	Link Type	Product used for joining	Size Tolerance (nb/cm² ; gm/cm² ; cm³/cm²)
1	-------	-------	-------	-------	
2	-------	-------	-------	-------	
3	-------	-------	-------	-------	
4	-------	-------	-------	-------	
5	-------	-------	-------	-------	
6	-------	-------	-------	-------	
7	-------	-------	-------	-------	
8	-------	-------	-------	-------	
9	-------	-------	-------	-------	
10	-------	-------	-------	-------	

Product Modifications

Output Product Maximum Size 0 (cm)

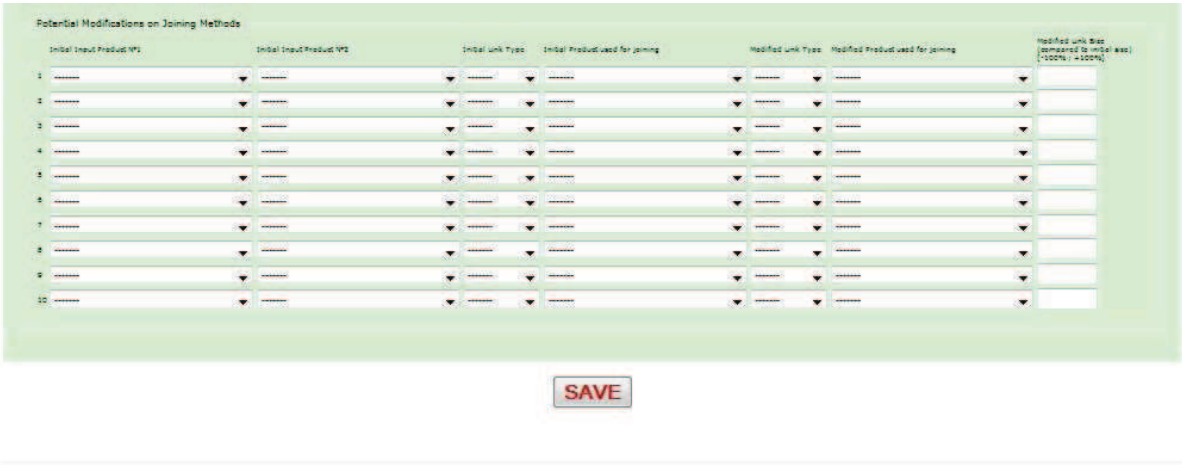
Output Product Minimum Size 0 (cm)

Potential Modifications on Input Product or Sorting characteristics

<<!!>> Remplir IMPERATIVEMENT l'une des deux rubriques bleu ou rouge <<!!>>

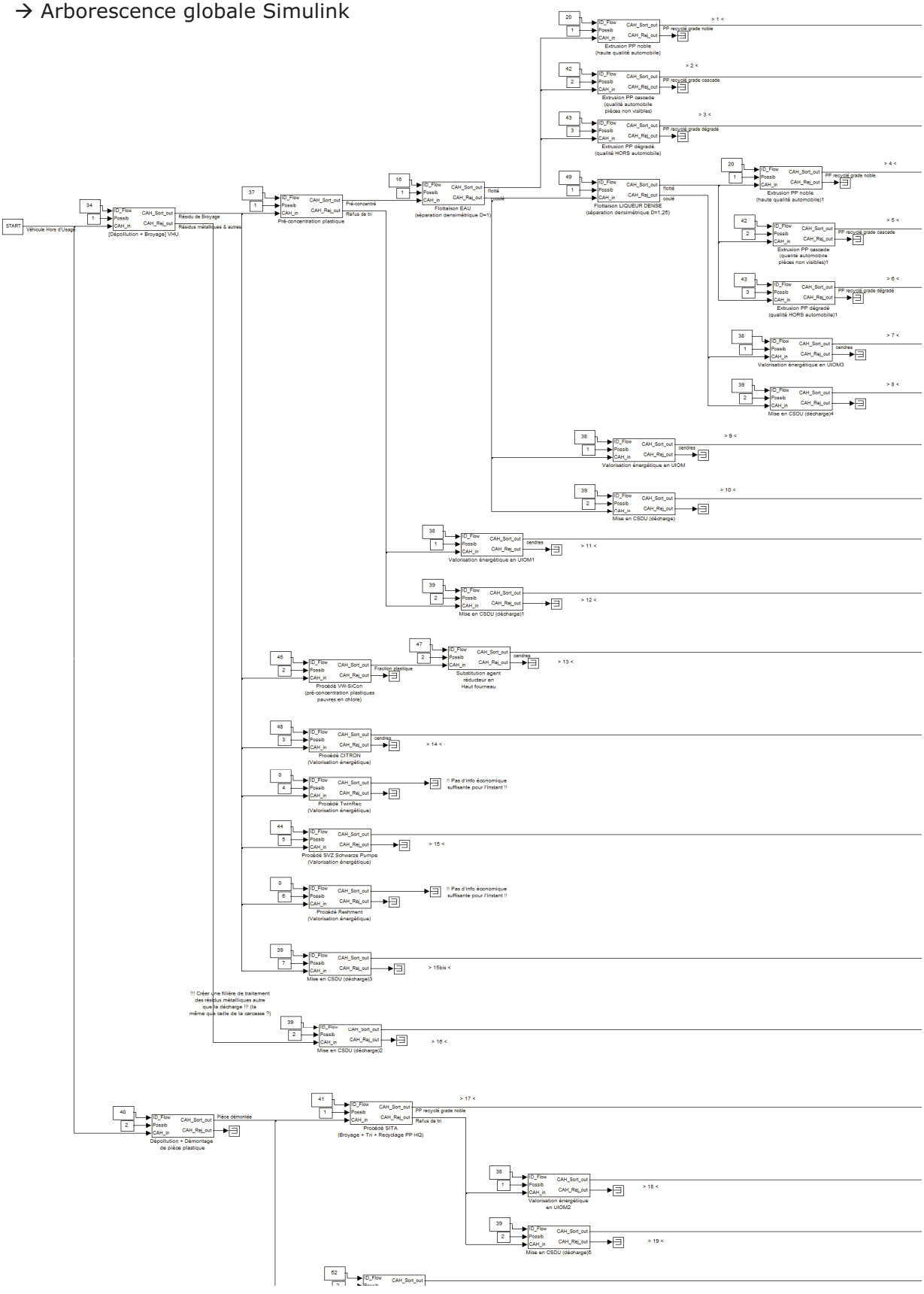
	Initial Input Product Main product (sorted)	Modified Output Product Polluting product (rejected)	Modified Output Size (cm)	Sorting purity P (%)	Sorting efficiency R (%)	Main product STATUS TRE	RUS	RBC	ENR	DIS	Polluting product STATUS TRE	RUS	RBC	ENR	DIS
1	Famille PP charges <10%	Famille PP charges >10%	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
2	Famille PP charges <10%	ABS	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
3	Famille PP charges <10%	Verre (Cat.4)	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
4	Famille PP charges <10%	PET	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
5	Famille PP charges <10%	PMMA	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
6	Famille PP charges <10%	POM	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
7	Famille PP charges <10%	PVC	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
8	Famille PP charges <10%	Famille Polyamides tous types	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
9	Famille PP charges <10%	Elastomeres (Cat.3)	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○
10	Famille PP charges <10%	Metaux et Alliages (Cat.1)	0	95	95	●	○	○	○	○	●	○	○	○	○

TRE : To be treated by another flow
RUS : Re-used
RBC : Material recycled
ENR : Energy recovered
DIS : Disposed (without any recovery)


Potential Modifications on Joining Methods
Initial Input Product N°1
Initial Input Product N°2
Initial Link Type
Initial Product used for joining
Modified Link Type
Modified Product used for joining
Modified Link Size (compared to initial size) (-100% ; +100%)
SAVE

ANNEXE 3 : Modélisation MATLAB + Simulink

→ Arborescence globale Simulink

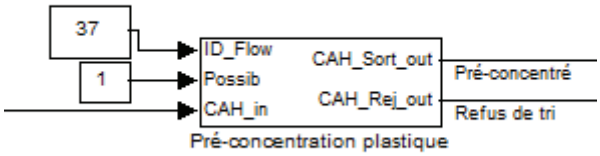


NOTE :

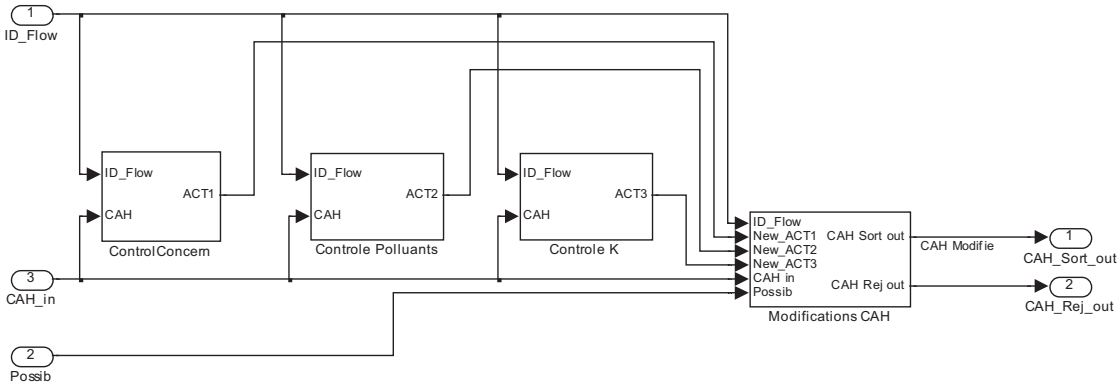
*- Le logiciel de calcul mathématique **MATLAB** permet d'extraire et de manipuler les données, au travers de l'extension graphique **Simulink**. (MATLAB version R2009a)*

*- Microsoft **Excel** finalise la manipulation de certaines données, de manière simple.*

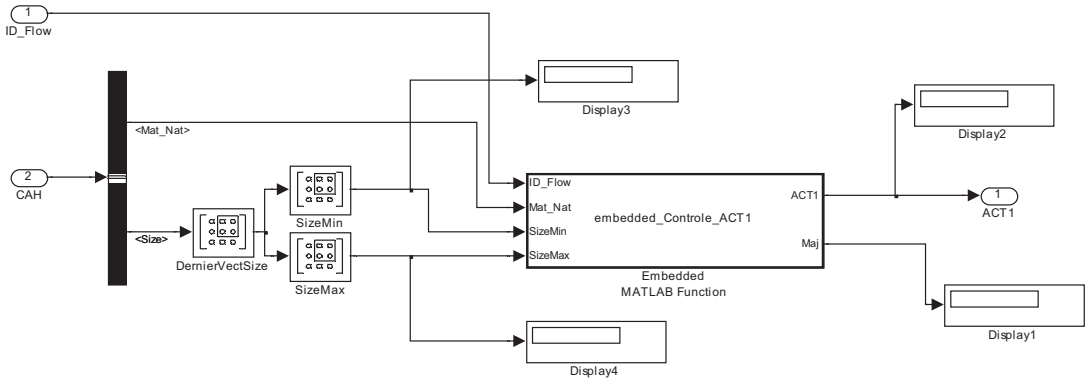
→ Objet Flux



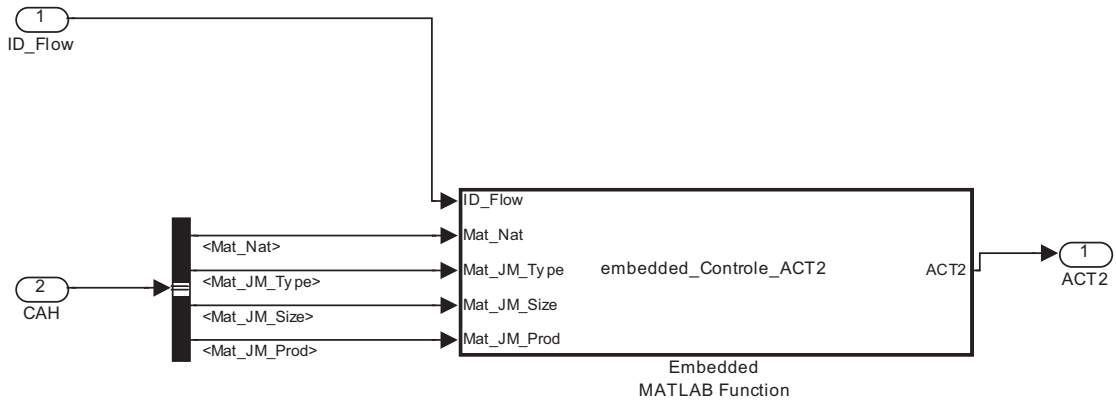
→ Objet Flux (vue interne / Les subsystems sont présentés ensuite)



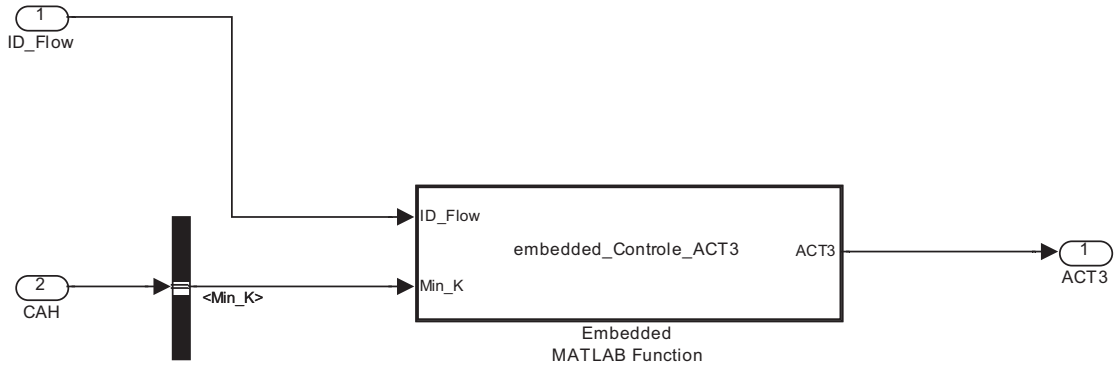
→ Vue interne du subsystem "ControlConcern"



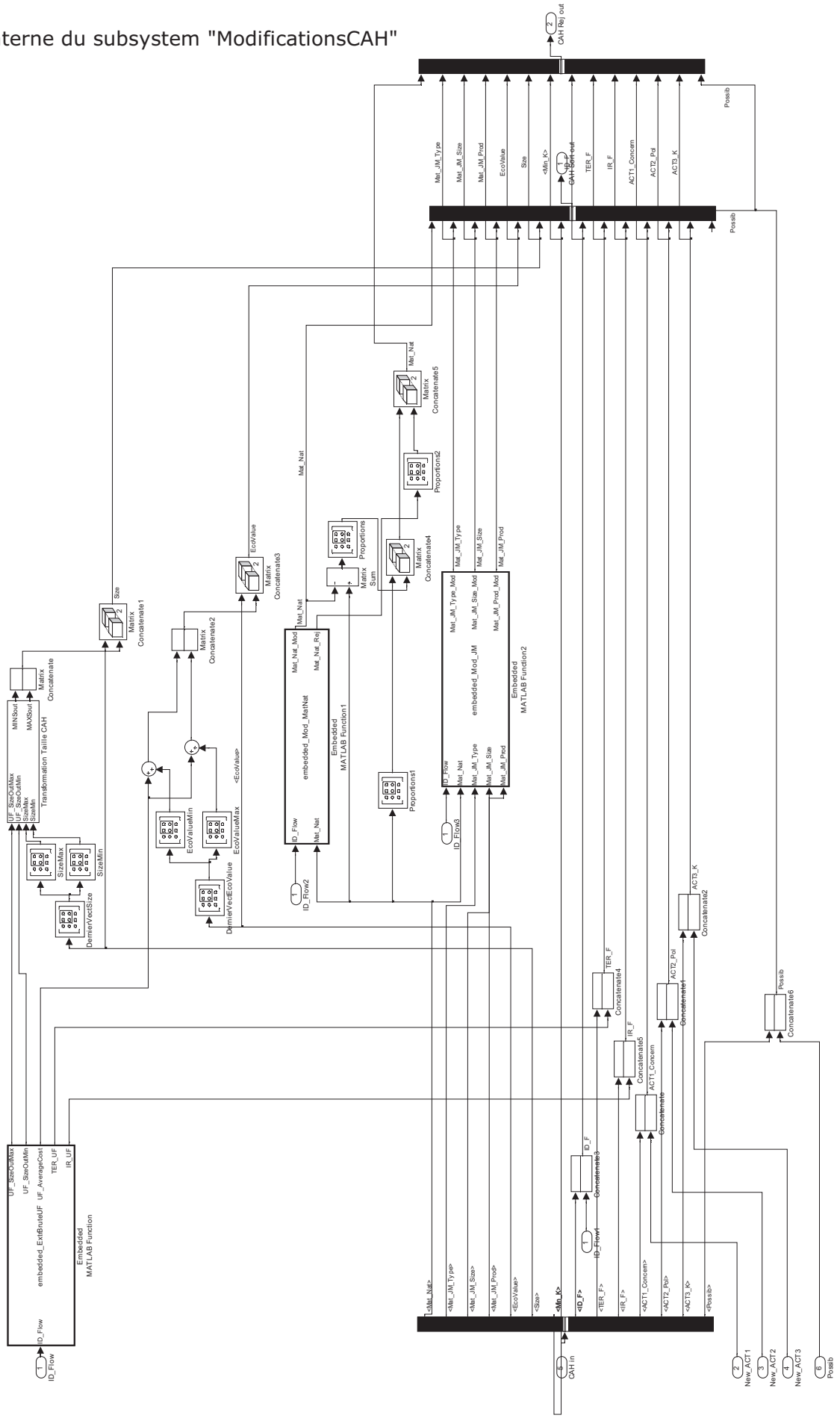
→ Vue interne du subsystem "ControlePolluants"



→ Vue interne du subsystem "ControleK"



→ Vue interne du subsystem "ModificationsCAH"



→ Code de la fonction embarquée ACT1 utilisée dans ControlConcern :

```
function [ACT1,Maj] =
Controle_ACT1(ID_Flow,Mat_Nat,SizeMin,SizeMax,flow,product_subcat,product_contained
)
%#eml
% ------------ CODE MODIFICATIONS INDICATEUR "ACT" ----------------------
%- 1 si c'est OK
%- 2 si le niveau d'information d'un des flux de la filière n'est pas suffisant
(IR<K)
%- 3 si c'est un problème de jonction entre 2 composants
%- 4 si c'est un problème de pollutions des inserts (taille ou matière)
%- 5 si c'est un problème de taille de la pièce entière
%- 6 si le produit principal de la pièce n'est pas concerné par la filière
% ------------------------------------------------------------------------
%Lorsque le flux n'est pas concerné, l'indicateur passe à 6
%Par défaut le flux n'est pas concerné
ACT1=6;
Maj=0;
%On détermine le composant majoritaire de CAH. On initialise la valeur de
%CompMaj et PropMaj à 0
CompMaj=0;
PropMaj=0;
for i=Mat_Nat'
    if (i(3)>=PropMaj)
        CompMaj=i(1);
        PropMaj=i(3);
        Maj=CompMaj;
    end;
end;
%Maintenant que l'on connaît le composant principal, on regarde s'il
%est concerné par le flux
for j=flow'
    %Si le composant majoritaire est EXACTEMENT le Usual Input Product
    %du flow, CAH est concerné par le flux
    if ((j(1)==ID_Flow) && (j(2)==CompMaj))
        ACT1=1;
    %Si le composant majoritaire n'est pas EXACTEMENT le Usual Input Product
    %du flow, on recherche dans les sous-produits de CAH s'il est
    %concerné par le flux
    elseif ((j(1)==ID_Flow) && (j(2)~=CompMaj))
        for k=product_subcat'
            if ((k(1)==j(2)) && (k(2)==CompMaj))
                ACT1=1;
            end;
        end;
        for l=product_contained'
            if ((l(1)==j(2)) && (l(2)==CompMaj))
                ACT1=1;
            end;
        end;
    end;
    %On termine par le contrôle de la taille entière de CAH
    if ((j(1)==ID_Flow) && ((SizeMax>j(6)) || (SizeMin<j(7))))
        ACT1=5;
    end;
end;
```

→ Code de la fonction embarquée ACT2 utilisée dans ControlePolluants :

```
function ACT2 = Controle_ACT2(ID_Flow, Mat_Nat, Mat_JM_Type, Mat_JM_Size,
Mat_JM_Prod, link_InputControl, product_subcat, product_contained, link_JMControl)
%#eml
% ------------ CODE MODIFICATIONS INDICATEUR "ACT" ----------------------
%- 1 si c'est OK
%- 2 si le niveau d'information d'un des flux de la filière n'est pas suffisant
(IR<K)
%- 3 si c'est un problème de jonction entre 2 composants
%- 4 si c'est un problème de pollutions des inserts (taille ou matière)
%- 5 si c'est un problème de taille de la pièce entière
%- 6 si le produit principal de la pièce n'est pas concerné par la filière
% ------------------------------------------------------------------------

%Par défaut on tolère CAH dans le flux
ACT2=1;
```

```
%Controle des pollutions potentielles dans Mat_Nat //1 / Compatibilités
%matières
for m=Mat_Nat'
    for n=link_InputControl'
        %Contrôle du taux maximum de pollution admise
       if ( (ID_Flow==n(1)) && (m(1)==n(2)) && (m(3)>n(3)) )
            ACT2=4;
       elseif ( (ID_Flow==n(1)) && (m(1)~=n(2)) )
           for o=product_subcat'
               if ( (o(1)==n(2)) && (o(2)==m(1)) && (m(3)>n(3)) )
                   ACT2=4;
               end;
           end;
           for p=product_contained'
               if ( (p(1)==n(2)) && (p(2)==m(1)) && (m(3)>n(3)) )
                   ACT2=4;
               end;
           end;
       end;
       %Contrôle de la taille des éléments rapportés
       if ( (ID_Flow==n(1)) && (m(1)==n(2)) && (m(2)>n(4)) && (n(4)~=0) )
            ACT2=4;
       elseif ( (ID_Flow==n(1)) && (m(1)~=n(2)) && (n(4)~=0) )
           for o=product_subcat'
               if ( (o(1)==n(2)) && (o(2)==m(1)) && (m(2)>n(4)) )
                   ACT2=4;
               end;
           end;
           for p=product_contained'
               if ( (p(1)==n(2)) && (p(2)==m(1)) && (m(2)>n(4)) )
                   ACT2=4;
               end;
           end;
       end;
    end;
end;
%Controle des pollutions potentielles dans Mat_JM_Type, Mat_JM_Size et
%Mat_JM_Prod //2 / Jonctions entre les composants de CAH
icq=1;
%On parcours chaque colonne de la matrice Mat_JM_Type. L'indice "icq" est
%utilisé pour parcourir chaque colonne de la matrice. "icq" numérote donc
%chaque itération de "q"
for q=Mat_JM_Type
    ilq=1;
    %puis chaque ligne de la matrice Mat_JM_Type. L'indice "ilq" est
    %utilisé pour parcourir chaque ligne de la colonne. "ilq" numérote donc
    %chaque itération de "q2"
    for q2=q'
        %Si l'élément rencontré est non nul (une liaison existe), on
        %regarde si elle est bloquante
        if (q2(1)~=0)
            for q3=link_JMControl'
                %On commence par regarder si le type de la liaison est
                %bloquant. On considère que la liaison devient bloquante si
                %elle est égale ou inférieure à la valeur du CDC. Par
                %exemple, une liaison "point" sera bloquée si le CDC
                %restreint les surfaces, mais pas l'inverse.
                if ( (ID_Flow==q3(1)) &&
(((q3(2)==Mat_Nat(ilq,1))&&(q3(3)==Mat_Nat(icq,1)))||(((q3(3)==Mat_Nat(ilq,1))&&(q3
(2)==Mat_Nat(icq,1))))) && (q2(1)<=q3(4)) )
                    %Si le type de liaison est potentiellement bloquant, on
                    %regarde sa taille. Par défaut, une taille du CDC à 0
                    %signifie que la liaison est systématiquement proscrite
                    if ( (q3(5)<Mat_JM_Size(ilq,icq)) || (q3(5)==0) )
                        %Si le type et la taille de liaison sont
                        %potentiellement bloquants, on regarde le produit
                        %utilisé. Par défaut, une valeur de l'ID produit à
                        %0 signifie que la liaison est systématiquement
                        %proscrite
                       if ( (q3(6)==Mat_JM_Prod(ilq,icq)) || (q3(6)==0) )
                            ACT2=3;
                       else
                           for o2=product_subcat'
                               if ( (o2(1)==q3(6)) && (o2(2)==Mat_JM_Prod(ilq,icq))
)
                                   ACT2=3;
                               end;
```

```
                            end;
                            for p2=product_contained'
                                if ( (p2(1)==q3(6)) && (p2(2)==Mat_JM_Prod(ilq,icq))
)
                                    ACT2=3;
                                end;
                            end;
                        end;
                    end;
                end;
            end;
        end;
        ilq=ilq+1;
    end;
    icq=icq+1;
end;
```

→ Code de la fonction embarquée ACT3 utilisée dans ControleK :

```
function ACT3 = Controle_ACT3(ID_Flow,Min_K,flow)
%#eml
% ------------ CODE MODIFICATIONS INDICATEUR "ACT" ----------------------
%- 1 si c'est OK
%- 2 si le niveau d'information d'un des flux de la filière n'est pas suffisant
(IR<K)
%- 3 si c'est un problème de jonction entre 2 composants
%- 4 si c'est un problème de pollutions des inserts (taille ou matière)
%- 5 si c'est un problème de taille de la pièce entière
%- 6 si le produit principal de la pièce n'est pas concerné par la filière
% ------------------------------------------------------------------------
%Si la fiabilité des infos n'est pas suffisante, l'indicateur passe à 7
%Par défaut on tolère CAH dans le flux
ACT3=1;
for i=flow'
    if ( (ID_Flow==i(1)) && (i(5)<Min_K) )
        ACT3=2;
    end;
end;
```

→ Code de la fonction embarquée de modification de l'hypothèse d'assemblage :

```
function [Mat_Nat_Mod,Mat_Nat_Rej] = Mod_MatNat(ID_Flow, Mat_Nat, product_subcat,
product_contained, link_ProdMod)
%#eml
%On créé une matrice temporaire pour les calculs, de même taille que celle
%d'entrée
Mat_Nat_Temp=Mat_Nat;
Mat_Nat_TempRej=Mat_Nat;
TemoinActionProdPrinc=0;
i=1;
for m=Mat_Nat'
    for n=link_ProdMod'
       if ( (ID_Flow==n(1)) && (m(1)==n(2)) && (n(4)==0) )
            Mat_Nat_Temp(i,1)=n(3);
            %Si la taille est non nulle, on la modifie
            if (n(5)~=0)
                Mat_Nat_Temp(i,2)=n(5);
            end;
       elseif ( (ID_Flow==n(1)) && (m(1)~=n(2)) && (n(4)==0) )
           for o=product_subcat'
               if ( (o(1)==n(2)) && (o(2)==m(1)) )
                   Mat_Nat_Temp(i,1)=n(3);
                   %Si la taille est non nulle, on la modifie
                   if (n(5)~=0)
                       Mat_Nat_Temp(i,2)=n(5);
                   end;
               end;
           end;
           for p=product_contained'
               if ( (p(1)==n(2)) && (p(2)==m(1)) )
                   Mat_Nat_Temp(i,1)=n(3);
                   %Si la taille est non nulle, on la modifie
```

```
                    if (n(5)~=0)
                        Mat_Nat_Temp(i,2)=n(5);
                    end;
                end;
            end;
        %On applique le tri des produits
        elseif ( (ID_Flow==n(1)) && (m(1)==n(2)) && (n(4)~=0) )
            j=1;
            for s=Mat_Nat'
                if (s(1)==n(3))
                    Mat_Nat_Temp(j,3)=(100-n(4))*(s(3)/100); %>>Calcul de la
proportion de polluant tenant compte de la pureté d'extraction
                    %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore pas
                    %appliqué de tri sur le produit principal
                    if (TemoinActionProdPrinc==0)
                         Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul de la proportion
de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                         TemoinActionProdPrinc=1;
                    end;
                    Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7); %>>MAJ du statut du produit trié
                    Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8); %>>MAJ du statut du produit rejeté
(on n'utilisera que le dernier vecteur)
                elseif (s(1)~=n(3))
                    for t=product_subcat'
                        if ( (t(1)==n(3)) && (t(2)==s(1)) )
                            Mat_Nat_Temp(j,3)=(100-n(4))*(s(3)/100);
                            %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore pas
                            %appliqué de tri sur le produit principal
                            if (TemoinActionProdPrinc==0)
                                 Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul de la
proportion de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                                 TemoinActionProdPrinc=1;
                            end;
                            Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7);
                            Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8);
                        end;
                    end;
                    for u=product_contained'
                        if ( (u(1)==n(3)) && (u(2)==s(1)) )
                            Mat_Nat_Temp(j,3)=(100-n(4))*(s(3)/100);
                            Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100;
                            %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore pas
                            %appliqué de tri sur le produit principal
                            if (TemoinActionProdPrinc==0)
                                 Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul de la
proportion de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                                 TemoinActionProdPrinc=1;
                            end;
                            Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7);
                            Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8);
                        end;
                    end;
                end;
                j=j+1;
            end;

        elseif ( (ID_Flow==n(1)) && (m(1)~=n(2)) && (n(4)~=0) )
            for q=product_subcat'
                if ( (q(1)==n(2)) && (q(2)==m(1)) )
                    k=1;
                    for v=Mat_Nat'
                        if (v(1)==n(3))
                            Mat_Nat_Temp(k,3)=(100-n(4))*(v(3)/100);
                            %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore pas
                            %appliqué de tri sur le produit principal
                            if (TemoinActionProdPrinc==0)
                                 Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul de la
proportion de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                                 TemoinActionProdPrinc=1;
                            end;
                            Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7);
                            Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8);
                        elseif (v(1)~=n(3))
                            for w=product_subcat'
                                if ( (w(1)==n(3)) && (w(2)==v(1)) )
                                    Mat_Nat_Temp(k,3)=(100-n(4))*(v(3)/100);
```

```
                                    %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore
pas
                                    %appliqué de tri sur le produit principal
                                    if (TemoinActionProdPrinc==0)
                                         Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul
de la proportion de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                                         TemoinActionProdPrinc=1;
                                    end;
                                    Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7);
                                    Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8);
                               end;
                          end;
                          for x=product_contained'
                               if ( (x(1)==n(3)) && (x(2)==v(1)) )
                                    Mat_Nat_Temp(k,3)=(100-n(4))*(v(3)/100);
                                    %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore
pas
                                    %appliqué de tri sur le produit principal
                                    if (TemoinActionProdPrinc==0)
                                         Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul
de la proportion de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                                         TemoinActionProdPrinc=1;
                                    end;
                                    Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7);
                                    Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8);
                               end;
                          end;
                     end;
                     k=k+1;
                end;
           end;
      end;
      for r=product_contained'
           if ( (r(1)==n(2)) && (r(2)==m(1)) )
                l=1;
                for y=Mat_Nat'
                     if (y(1)==n(3))
                          Mat_Nat_Temp(l,3)=(100-n(4))*(y(3)/100);
                          %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore pas
                          %appliqué de tri sur le produit principal
                          if (TemoinActionProdPrinc==0)
                               Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul de la
proportion de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                               TemoinActionProdPrinc=1;
                          end;
                          Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7);
                          Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8);
                     elseif (y(1)~=n(3))
                          for z=product_subcat'
                               if ( (z(1)==n(3)) && (z(2)==y(1)) )
                                    Mat_Nat_Temp(l,3)=(100-n(4))*(y(3)/100);
                                    %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore
pas
                                    %appliqué de tri sur le produit principal
                                    if (TemoinActionProdPrinc==0)
                                         Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul
de la proportion de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                                         TemoinActionProdPrinc=1;
                                    end;
                                    Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7);
                                    Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8);
                               end;
                          end;
                          for a=product_contained'
                               if ( (a(1)==n(3)) && (a(2)==y(1)) )
                                    Mat_Nat_Temp(l,3)=(100-n(4))*(y(3)/100);
                                    %Si le témoin est à 0, c'est que l'on a encore
pas
                                    %appliqué de tri sur le produit principal
                                    if (TemoinActionProdPrinc==0)
                                         Mat_Nat_Temp(i,3)=m(3)*n(6)/100; %>>Calcul
de la proportion de produit trié (à valoriser) tenant compte du rendement
                                         TemoinActionProdPrinc=1;
                                    end;
                                    Mat_Nat_Temp(i,4)=n(7);
                                    Mat_Nat_TempRej(i,4)=n(8);
                               end;
```

```
                        end;
                    end;
                    l=l+1;
                end;
            end;
        end;
    end;
    i=(i+1);
end;
Mat_Nat_Mod=Mat_Nat_Temp;
Mat_Nat_Rej=Mat_Nat_TempRej;
```

→ Code de la fonction embarquée de modification des éléments de liaison entre composants de l'hypothèse d'assemblage :

```
function [Mat_JM_Type_Mod,Mat_JM_Size_Mod,Mat_JM_Prod_Mod] = Mod_JM(ID_Flow,
Mat_Nat, Mat_JM_Type, Mat_JM_Size, Mat_JM_Prod, product_subcat, product_contained,
link_JMMod)
%#eml
%Création des matrices temporaires
Mat_JM_Type_Mod_Temp=Mat_JM_Type;
Mat_JM_Size_Mod_Temp=Mat_JM_Size;
Mat_JM_Prod_Mod_Temp=Mat_JM_Prod;

for a=link_JMMod'
    i=1;
    for b=Mat_Nat'
        j=1;
        for c=Mat_Nat'
            if ( ((ID_Flow==a(1)) && (b(1)==a(2)) && (c(1)==a(3))) ||
((ID_Flow==a(1)) && (b(1)==a(3)) && (c(1)==a(2))) )
                if ( (Mat_JM_Type(i,j)==a(4)) && (Mat_JM_Prod(i,j)==a(6)) )
                    Mat_JM_Type_Mod_Temp(i,j)=a(7);
                    Mat_JM_Size_Mod_Temp(i,j)=(Mat_JM_Size(i,j)*(100+a(8))/100);
                    Mat_JM_Prod_Mod_Temp(i,j)=a(9);
                end;
            end;

            for o=product_subcat'
                for o2=product_subcat'
                    if ((ID_Flow==a(1)) && (o(1)==a(2)) && (o(2)==b(1)) &&
(c(1)==a(3)))
                        Mat_JM_Type_Mod_Temp(i,j)=a(7);

Mat_JM_Size_Mod_Temp(i,j)=(Mat_JM_Size(i,j)*(100+a(8))/100);
                        Mat_JM_Prod_Mod_Temp(i,j)=a(9);
                    elseif ((ID_Flow==a(1)) && (o(1)==a(2)) && (o(2)==b(1)) &&
(o2(1)==a(3)) && (o2(2)==c(1)))
                        Mat_JM_Type_Mod_Temp(i,j)=a(7);

Mat_JM_Size_Mod_Temp(i,j)=(Mat_JM_Size(i,j)*(100+a(8))/100);
                        Mat_JM_Prod_Mod_Temp(i,j)=a(9);
                    elseif ((ID_Flow==a(1)) && (b(1)==a(2)) && (o2(1)==a(3)) &&
(o2(2)==c(1)))
                        Mat_JM_Type_Mod_Temp(i,j)=a(7);

Mat_JM_Size_Mod_Temp(i,j)=(Mat_JM_Size(i,j)*(100+a(8))/100);
                        Mat_JM_Prod_Mod_Temp(i,j)=a(9);
                    elseif ((ID_Flow==a(1)) && (o(1)==a(3)) && (o(2)==b(1)) &&
(c(1)==a(2)))
                        Mat_JM_Type_Mod_Temp(i,j)=a(7);

Mat_JM_Size_Mod_Temp(i,j)=(Mat_JM_Size(i,j)*(100+a(8))/100);
                        Mat_JM_Prod_Mod_Temp(i,j)=a(9);
                    elseif ((ID_Flow==a(1)) && (o(1)==a(3)) && (o(2)==b(1)) &&
(o2(1)==a(2)) && (o2(2)==c(1)))
                        Mat_JM_Type_Mod_Temp(i,j)=a(7);

Mat_JM_Size_Mod_Temp(i,j)=(Mat_JM_Size(i,j)*(100+a(8))/100);
                        Mat_JM_Prod_Mod_Temp(i,j)=a(9);
                    elseif ((ID_Flow==a(1)) && (b(1)==a(3)) && (o2(1)==a(2)) &&
(o2(2)==c(1)))
                        Mat_JM_Type_Mod_Temp(i,j)=a(7);
```

```
Mat_JM_Size_Mod_Temp(i,j)=(Mat_JM_Size(i,j)*(100+a(8))/100);
                          Mat_JM_Prod_Mod_Temp(i,j)=a(9);
                      end;
                  end;
              end;


              j=j+1;
          end;
          i=i+1;
      end;
end;
 Mat_JM_Type_Mod=Mat_JM_Type_Mod_Temp;
Mat_JM_Size_Mod=Mat_JM_Size_Mod_Temp;
Mat_JM_Prod_Mod=Mat_JM_Prod_Mod_Temp;
```

ANNEXE 4 : PUBLICATIONS

APMS 2010

"Automotive part eco-design using end-of-life treatment cost assessment and value conservation."

International Conference Advances in Production Management Systems - Competitive and Sustainable Manufacturing, Products and Services- 11 au 13 Octobre 2010 - Cernobbio, Italie.

Journal of Cleaner Production (soumis)

"Recoverability assessment through estimation of end-of-life profitability."

DEVELOPPEMENT D'UNE METHODE D'ECO-CONCEPTION BASEE SUR LA MODELISATION ET L'EVALUATION DES FILIERES DE VALORISATION. APPLICATION AU SECTEUR AUTOMOBILE.

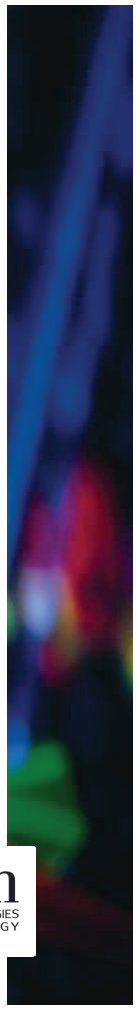
RESUME : La conception des véhicules automobiles est soumise à des contraintes fortes, liées à la gestion de la fin de vie des produits (réglementations, responsabilités sur l'augmentation des déchets, conséquences économiques de la raréfaction des ressources, image). Dans ce contexte, nous cherchons à déterminer quel système de mesure de la valorisabilité et du changement de valeur en fin de vie peut permettre une éco-conception efficace et une réduction des risques réglementaires. Un modèle est proposé, basé sur les trois objets fondamentaux 'Flux', 'Filière' et 'Arborescence'. Le Flux, brique élémentaire, décrit les performances et limites techniques (faisabilité, gisements disponibles, débouchés potentiels, stabilité, stade de développement, etc.) et économiques (valeur du produit d'entrée, coût de traitement, valeur du produit de sortie) des procédés de traitement d'un produit en fin de vie. L'agencement des Flux permet de construire des Filières, puis des Arborescences, représentatives de l'ensemble des possibilités de valorisation pour une pièce. Le modèle permet d'obtenir des "Règles génériques d'éco-conception" (applicables avant le début de la conception) et un "Outil d'évaluation de la valorisabilité" (utilisable en cours de conception), et s'appuie sur la mesure de la valorisabilité massique et de la rentabilité potentielle de valorisation. Plusieurs études de cas sont réalisées, sur des pièces automobiles en cours de conception : Pare-choc, Garniture de jupe, Panneau de porte, Pare-soleil. Nous proposons des pistes d'amélioration pour chacune des pièces étudiées, et dégageons des approches possibles de l'éco-conception. Ces approches permettent de positionner et d'améliorer la "performance éco-conception" d'une pièce. La méthode proposée peut être utilisée en dehors du secteur automobile.

Mots clés : éco-conception, valorisation, filières, recyclage, modélisation, méthode, automobile, fin de vie, véhicule hors d'usage, VHU, conservation de la valeur

ECO-DESIGN METHOD BASED ON RECOVERY PATHS MODELLING AND ASSESSMENT. APPLICATIONS IN AUTOMOTIVE INDUSTRY

ABSTRACT : Car design is increasingly constrained by environmental and economic issues and regulation. For manufacturers, the 2000/53/CE and 2005/64/CE European directives impose vehicle effective recovery, as well as recoverability rates for new cars, and proof that recovery is performed with reliable technologies. Moreover, motor vehicles are effectively treated more than 13 years after a potential eco-design decision. Existing and prospective path knowledge is then obviously very important to make the right design choices. This paper proposes a new modelling method based on paths technical and economic reliability, treatment cost and final products value conservation assessment, capable of providing designers with eco-design generic advices, and integrated recoverability assessment tool, without recovery expert knowledge. The basic modelling object is the 'Flow', assessed according to technical and economic parameters. The proposed method enables flow linking through paths and trees, and makes it possible to produce eco-design specifications. Case studies are performed on automotive parts, and four possible eco-design approaches are studied. The proposed method could also be applied outside of the automotive world.

Keywords : eco-design, recovery, paths, recycling, modelling, method, car, end of life, end of life vehicle, ELV, value conservation



ARTS ET MÉTIERS ParisTech

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY