

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

NOUVELLE MÉTHODE D'ÉVALUATION DES SCÉNARIOS DE FIN DE  
VIE POUR DES PRODUITS EN PHASE DE CONCEPTION PRÉLIMINAIRE

MARIE REMERY

DÉPARTEMENT DE GÉNIE MECANIQUE  
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

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

AVRIL 2011

© Marie Remery, 2011.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

NOUVELLE MÉTHODE D'ÉVALUATION DES SCÉNARIOS DE FIN DE  
VIE DES PRODUITS EN PHASE DE CONCEPTION PRÉLIMINAIRE

Présenté par : REMERY Marie

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

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

M. BARON Luc, Ph.D., président

M. MASCLE Christian, Doct. ès sciences, membre et directeur de recherche

M. AGARD Bruno, Doct., membre et codirecteur de recherche

M. BASSETTO Samuel, Ph.D., membre

## DÉDICACE

*À Philip, mes parents, ma sœur, mes amis.*

## REMERCIEMENTS

Je voudrais d'abord remercier mon directeur de recherche, M. Mascle, et mon co-directeur, M. Agard, pour le soutien financier, pour leurs conseils et recommandations qui m'ont permis d'avancer efficacement, et pour leurs encouragements qui m'ont apportés persévérance et motivation tout au long de cette maîtrise.

Je tiens aussi à remercier M. Baron et M. Bassetto d'avoir respectivement accepté d'être président et membre du jury d'examen.

Je remercie également Fabien pour son aide et ses conseils, son accueil lors de mon arrivée dans le laboratoire et les moments partagés avec les autres personnes présentes que je remercie également: Loic, Aurélie, Élodie, Benoît...

Philip, merci de ton intérêt pour mon travail, merci de m'avoir aidée et apporté ton soutien dans toutes les étapes de ma recherche.

Je tiens finalement à remercier mes amis et ma famille, qui ont toujours su me pousser dans la direction de la réussite en m'apportant réconfort et encouragements.

## RÉSUMÉ

Suite à la croissance de la société de consommation, l'impact environnemental causé par les produits toujours en plus grand nombre devient un problème que l'on ne peut plus négliger. Dans ce contexte, toutes les étapes du cycle de vie des produits méritent une attention particulière. Cependant, l'étape devenant de plus en plus cruciale est la fin de vie. Les décharges sont surchargées et provoquent des rejets nocifs dans le sol et l'eau. Les déchets incinérés sans contrôle libèrent des gaz dangereux dans l'atmosphère. De plus, envoyer en décharge des produits usagés contenant des matériaux qui pourraient être réutilisés entraîne un gaspillage important de matière première. En réponse à ce phénomène, des réglementations sont apparues, imposant des règles strictes quant à la récupération et au traitement des produits usagés. Pour y faire face tout en restant compétitives sur le marché, la meilleure solution pour les entreprises est d'avoir une réaction préventive et de modifier leurs produits en agissant à la source même de leur existence, c'est-à-dire en phase de conception. En optimisant les paramètres de conception en vue de la fin de vie, il est possible d'avantager les scénarios les plus respectueux des lois et de l'environnement tout en réalisant un bénéfice important. Pour cela, il faut choisir la fin de vie la plus adaptée possible dès la phase de conception préliminaire avant de fixer les paramètres précis de conception, tout en ayant assez d'informations pour faire un choix pertinent.

Le choix de fin de vie en phase de conception préliminaire est un problème complexe, qui nécessite la prise en compte de plusieurs aspects à la fois : lois, coûts, revenus, environnement, etc. Le concepteur a donc besoin d'un outil pour l'aider à évaluer les alternatives. Cependant, les outils existants ne sont pas applicables en conception préliminaire, ils requièrent une expertise que le concepteur ne possède pas; aussi ces méthodes ne donnent qu'un choix global de fin de vie pour tout le produit alors que la fin de vie des divers sous-assemblages peut être différente. La méthode ELSEM (End-of-Life Scenario Evaluation Method) a donc été créée avec l'objectif de combler les faiblesses décelées dans les autres méthodes d'évaluation et de choix de fin de vie. En étant rapide et simple d'utilisation, utilisable en phase de conception préliminaire, pertinente, flexible et précise, elle devrait mener à la création de produits manufacturés dont la conception est adaptée à leur fin de vie, ce qui permettrait donc de choisir des scénarios à faible impacts environnementaux.

Pour élaborer la méthode, nous avons cherché à respecter chacun de ces objectifs. La méthodologie suivie débute avec une étude de l'état de l'art sur la conception pour l'environnement et pour la fin de vie. Cette dernière permet de mettre en évidence l'ensemble des paramètres influençant le choix de la fin de vie d'un produit et utilisables en phase de conception préliminaire ainsi que les étapes et aspects clé du processus de récupération et de traitement des produits hors d'usage. En classifiant ces aspects à partir des quatre critères principaux retenus (revenus, coûts, lois, environnement) pour évaluer chacune des options de fin de vie (Reuse, Remanufacturing, Recycling with disassembly, Recycling without disassembly, Incineration with energy recovery, Disposal), une hiérarchie à trois niveaux est construite et constitue la base du problème de choix multicritère. Pour le résoudre, la méthode multicritère TOPSIS est appliquée et utilisée avec la théorie de la logique floue, qui permet de traiter des informations imprécises et non quantifiables et s'adapte donc tout à fait à notre problème. La performance de chacune des options de fin de vie selon les divers critères est calculée à partir des paramètres d'influence retenus lors de la revue de littérature. Par ailleurs, un poids d'importance est attribué à chacun des critères et peut être modifié au besoin par le concepteur. A partir de ces éléments, ELSEM donne une évaluation de chacune des options de fin de vie possible pour chaque sous-assemblage du produit. Cette évaluation constitue la base des arguments apportés par le concepteur auprès du reste de son équipe de projet, lors des négociations menant au choix final d'un scénario de fin de vie du produit au complet.

ELSEM peut être utilisée à condition (i) qu'il existe un système de collecte adapté à la fin de vie du produit, (ii) que ce système permette d'envisager plusieurs options différentes de fin de vie et (iii) que l'organisme ou l'entreprise récupérant le produit hors d'usage soit concernée par tous les critères pris en compte dans la méthode TOPSIS.

A l'aide d'un outil Excel permettant son implémentation et créé à destination du concepteur, la méthode est testée sur divers modules d'une voiture et d'un ordinateur. Elle donne des résultats en conformité avec les pratiques actuelles de l'industrie dans 9 cas sur 11. Sa validation complète reste à faire sur d'autres modules, ce qui n'a pas pu être réalisé étant donné le peu d'informations disponibles dans la littérature. Cependant, ELSEM répond bien aux objectifs initiaux de rapidité, simplicité, flexibilité et précision, et reste utilisable en phase de conception préliminaire.

Une fois le scénario de fin de vie déterminé, il faut bien choisir les paramètres de conception du produit adaptés à celui-ci. Pour cela, l'utilisation d'ELSEM doit être combinée avec des méthodes efficaces de choix de matériaux, d'attachement et de modularité du produit. La conception finale permettra donc d'atteindre l'objectif général de réduction de l'impact environnemental de la fin de vie des produits.

## ABSTRACT

Following the growth of the consumer society, the environmental impact provoked by the increasing number of manufactured products is becoming a problem we can no longer ignore. In this context, all products' life cycle stages must be given special attention. However, the stage which is becoming more and more crucial is the end-of-life stage. Landfills are saturated which leads to the rejection of harmful substances in the soil and water. Uncontrolled incinerated wastes release dangerous gases into the atmosphere. In addition, disposing used products which may contain valuable materials produces a significant waste of raw materials. In response to this phenomenon, regulations have been created. They impose strict rules regarding the recovery and processing of used products. In order to respect these regulations all the while remaining competitive in the market, companies must adopt a preventive behavior and modify their products by acting at the commencement of the process cycle, that is to say, during the design phase. By optimizing the design parameters for the end-of-life, it's possible to choose environmental-friendly end-of-life scenarios which respect the laws as well as allow for making a substantial profit. To achieve this goal, the most suitable end-of-life scenario must be chosen during the preliminary design stage: before setting final design parameters but having enough information to make an appropriate choice.

End-of-life selection during early design stage is a complex issue that requires taking into account many aspects such as: laws, costs, income, environment, etc. Therefore, designers may need a tool to help them evaluate alternatives. However, most existing tools are not applicable during early design stage or require an expertise that the designer may not have. Other tools give a unique end-of-life option for the entire product whereas most of the time, various subassemblies are given different end-of-life options. The ELSEM method (End-of-Life Scenario Assessment Method) was created in order to overcome the weaknesses belonging to other end-of-life assessment methods. ELSEM can be used during the early design phase in a quick, flexible and simple way. It gives relevant and precise results and leads to the creation of manufactured products which the design is adapted for their end-of-life. As a consequence, it allows for the selection of end-of-life scenarios with lower environmental impacts.

In order to develop the method, we tried to achieve each of these goals. The methodology begins with a literature review on Design for the Environment and Design for end of life. It helps to

identify all parameters which influence the products' end-of-life and which are available during preliminary design stage. The literature review also highlights the key aspects of recovery processes and end-of-life treatments. These aspects are classified under the four main criteria (Income generated from sales, Treatment costs, Compliance with regulations, Environmental impact) used to evaluate each end-of-life option (Reuse, Remanufacturing, Recycling With Disassembly, Recycling Without Disassembly, Incineration With Energy Recovery, Disposal). From this classification, a three-level hierarchy is built and forms the basis of the multicriteria decision problem. In order to solve it, the TOPSIS multicriteria decision method is applied and is used with the fuzzy logic set theory, which enables the processing of imprecise and unquantifiable information and is therefore highly appropriated to our problem. The performance of each end-of-life option according to the various criteria is calculated using the influence parameters previously chosen from the literature review. Furthermore, a weight of importance is assigned to each criterion and may be modified if needed by the designer. From these elements, ELSEM provides an assessment of each end-of-life option for each sub-assembly of the product. This assessment helps the designer in constructing arguments used to negotiate the technical characteristics of the product with the members of the design team and performing the end-of-life decision-making process.

ELSEM can be used under certain conditions: (i) there is an existing collection system adapted to the product end of life; (ii) this system allows for the consideration of several end-of-life options and (iii) the organization or company responsible for recovering the discarded product is concerned with all criteria taken into account in the TOPSIS method.

An Excel tool is created in order to provide the designer with a way to implement the method and to obtain clear results. Using this tool, ELSEM is tested on various modules of a car and a computer. The method gives results in accordance with current industry practices in 9 cases out of 11. Its complete validation remains to be done on other modules. Indeed, it could have not been achieved given the limited information available in the literature. However, ELSEM meets the initial objectives of speed, simplicity, flexibility and precision, and can be used in preliminary design phase.

After the determination of an appropriated end-of-life scenario, the corresponding design parameters must be chosen. For this, the use of ELSEM must be combined with effective

attachment and material selection methods as well as modularization methods. The final design will therefore achieve the overall goal of reducing environmental impact of products end-of-life stage.

## TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS .....	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT.....	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....	XVII
LISTE DES ANNEXES.....	XIX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	7
2.1 La fin de vie : une étape cruciale dans le cycle de vie des produits.....	7
2.1.1 L’impact environnemental de la fin de vie des produits .....	7
2.1.2 Les différentes options de fin de vie .....	8
2.1.1. L’importance de choisir une stratégie de fin de vie .....	10
2.2 Les grandes méthodes d’analyse et de réduction de l’impact de la fin de vie .....	12
2.2.1 L’écologie industrielle et l’analyse du cycle de vie .....	12
2.2.2 Une solution d’avenir : le <i>Design for X</i> et le <i>Design for Environment</i> .....	14
2.3 Le processus de choix de fin de vie en phase de conception .....	16
2.3.1 Définitions utiles .....	17
2.3.2 Les deux approches utilisées en DfE.....	18
2.3.3 Les méthodes de choix de scénario de fin de vie existantes .....	28
2.3.4 Les conditions à satisfaire pour une méthode de choix de fin de vie optimale en phase de conception .....	38

2.2.	Conclusion.....	43
CHAPITRE 3 DÉMARCHE DE LA RECHERCHE.....		45
3.1	Problématique et objectifs.....	45
3.2	Méthodologie .....	46
CHAPITRE 4 A NEW METHOD FOR EVALUATING THE BEST PRODUCT END OF LIFE SCENARIO DURING EARLY DESIGN PHASE .....		48
4.1	Abstract .....	48
4.2	Introduction .....	48
4.3	Theoretical background.....	51
4.4	Overview of a new EOL scenario evaluation method (ELSEM).....	54
4.5	Evaluating the EOL of a product's modules at the early design stage.....	55
4.5.1	Definitions.....	55
4.5.2	Construction of the multi-criteria problem hierarchy .....	56
4.5.3	Influence parameters .....	58
4.5.4	The Fuzzy TOPSIS approach.....	64
4.6	Case study .....	71
4.7	Validation of the ELSEM on other car modules .....	76
4.8	Conclusion and future work.....	77
4.9	References .....	78
CHAPITRE 5 MÉTHODE, OUTILS ET JUSTIFICATIONS.....		85
5.1	Cadre théorique de la méthode.....	85
5.1.1	Opérations sur les nombres flous .....	86
5.1.2	Choix des nombres flous utilisés pour ELSEM .....	87
5.2	Choix des données implémentées dans la méthode TOPSIS .....	89
5.2.1	Choix des paramètres d'influence.....	90

5.2.2	Description des critères d'évaluation et choix de leurs poids d'influence .....	109
5.2.3	Calcul des performances de chaque option de fin de vie selon chaque critère, en fonction des paramètres d'influence .....	117
5.3	Procédure d'utilisation de la méthode ELSEM .....	123
5.4	Validation de la méthode et limitations.....	129
5.4.1	Cas d'application sur des modules d'un ordinateur fixe en Chine.....	129
5.4.2	Limites de ELSEM.....	135
CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE .....		141
6.1	Apports de recherche au niveau du travail du concepteur dans l'équipe chargée du projet de conception pour l'environnement .....	141
6.1.1	Respect de l'objectif : rapidité et simplicité d'utilisation .....	142
6.1.2	Respect de l'objectif : utilisabilité en phase de conception préliminaire.....	142
6.1.3	Respect de l'objectif : pertinence .....	143
6.1.4	Respect de l'objectif : flexibilité .....	144
6.1.5	Respect de l'objectif : précision .....	144
6.2	Apports de recherche au niveau de la réduction de l'impact environnemental de la fin de vie des produits.....	144
CHAPITRE 7 CONCLUSION ET PERSPECTIVES .....		146
BIBLIOGRAPHIE .....		149
ANNEXES .....		159

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Résumé des méthodes d'évaluation et de choix de fin de vie en phase de conception .....	34
Table 4.1 : Performances of the various EOL alternatives, according to each sub-sub-criterion ..	67
Table 4.2: Remarkable weighting vectors of the criteria and sub-criteria .....	68
Table 4.3 : Assessment of the various sub-criteria for the car door .....	72
Table 4.4 : Proximity coefficients for various modules and comparison between the advice based on ELSEM and industry practices.....	76
Tableau 5.1 : Classement des paramètres influençant la fin de vie et références correspondantes	91
Tableau 5.2 : Groupement paramètres pères/paramètres fils et aspects de la fin de vie affectés	105
Tableau 5.3 : Comparaison des revenus générés par le recyclage et l'incinération de plusieurs matériaux. Source (Takeuchi & Saitou, 2006) : .....	111
Tableau 5.4 : Revenus de la revente et du recyclage de différents modules. Source (Takeuchi & Saitou, 2006) : .....	111
Tableau 5.5 : Coûts de traitement de divers modules et produits en \$/module.....	114
Tableau 5.6 : Performances liées au critère $C_1$ : Bénéfice économique possible .....	119
Tableau 5.7 : Performances liées au critère $C_2$ : Coût de traitement .....	121
Tableau 5.8 : Performances liées au critère $C_3$ : Concordance avec les lois .....	122
Tableau 5.10 : Aide pour la notation floue des 15 paramètres d'influence .....	128
Tableau 5.11 : Notation des 13 paramètres pour le disque dur d'un ordinateur de bureau.....	132
Tableau 5.12 : Résultats donnés par ELSEM pour trois autres modules composant un ordinateur de bureau .....	134
Tableau 5.13 : Produits pris en compte dans la méthode ELSEM et leurs catégories .....	140

## LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Le cycle de vie d'un produit. Source (Vezzoli & Manzini, 2008a) :.....	13
Figure 2.2 : Le DfE, une partie intégrante du DfX .....	16
Figure 2.3 : Hiérarchie des fonctions et des modules dans un produit.....	18
Figure 2.4 : Méthode DfE proposée par Brezet et Hemel (1998) .....	19
Figure 2.5 : Roue des stratégies d'écodesign. Source : (Brezet & Hemel, 1998) .....	22
Figure 2.6 : Étapes de la méthode DfE proposée par Lee <i>et al.</i> (2007) .....	24
Figure 2.7 : Vérification de la conformité, choix de fin de vie. Source (Lee <i>et al.</i> , 2007) : .....	25
Figure 2.8 : Arbre de décision ELDA. Source (Rose, 2001) : .....	31
Figure 2.9 : Arbre de décision PEOLSP. Source (Xing <i>et al.</i> , 2003) : (WL= durée de vie du produit, TC= durée du cycle technologique).....	32
Figure 2.10 : Arbre de décision pour la méthode de Kaebnick (PG= product gain = bénéfice de la fin de vie – coûts) .....	33
Figure 2.11 : Aspects à prendre en compte dans le processus de design. Source (Luttropp & Lagerstedt, 2006) :.....	39
Figure 2.12: Paradoxe du design pour l'environnement. Source (Bhander <i>et al.</i> , 2003) :.....	41
Figure 2.13 : Résumé des étapes de la méthodologie suivie .....	47
Figure 4.1: Problem hierarchy with five levels: objective, criteria, sub-criteria, sub-sub-criteria, and alternatives.....	58
Figure 4.2 : Membership functions of EOL performances and influence parameters, apart from the module's weight .....	63
Figure 4.3 : Weight membership functions.....	64
Figure 4.4 : Summary of ELSEM steps .....	70
Figure 4.5 : Vehicle door case study .....	71
Figure 4.6 : Proximity coefficients by criterion for the car door .....	75

Figure 4.7: Final proximity coefficients for the car door.....	75
Figure 5.1 : Fréquence d'utilisation de chaque caractéristique dans les arbres de décision. Source (Rose <i>et al.</i> , 1999) :.....	96
Figure 5.2 : Relation de dépendance entre trois paramètres d'influence .....	103
Figure 5.3 : Résultats du sondage concernant les principaux aspects rendant un produit difficile à remanufacturer. Source (Hammond <i>et al.</i> ,1998) :.....	115
Figure 5.4 : Relation entre la performance du cout d'extraction du module pour la fin de vie Reuse et la difficulté d'extraction .....	118
Figure 5.5: Bénéfice de la revente de matériaux pour le Rwd et le Rwod en fonction de la quantité de matériaux de grande valeur .....	120
Figure 5.6 : Procédure d'utilisation d'ELSEM : étapes principales et outils utilisés pour réaliser ces étapes.....	125
Figure 5.8 : Coefficients de proximité évaluant les 6 options de fin de vie du disque dur, calculés pour chacun des quatre critères d'évaluation .....	133

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse du cycle de vie
AEOLOS	An End-Of-Life of prOduct Systems
AHP	Analytic Hierarchy Process
CE	Environmental cost
CP	Product cost
CTm	Cycle technologique du module
DDVm	Durée De Vie du module
DDVp	Durée De Vie du produit
DfD	Design for Disassembly
DfE	Design for Environment
DfEOL	Design for End-of-life
DfS	Design for Service
DfX	Design for X
Disp	Disposal
EFFpd	physical deterioration EFFect
EFFto	technical obsolescence EFFect
EI	Ecologie Industrielle
ELDA	End-of-Life Design Advisor
ELECTRE	ÉLimination Et Choix Traduisant la RÉalité
ELSEM	End-of-Life Scenario Evaluation Method
ELV	End of Life Vehicle
EOL	End-Of-Life
EPA	Environmental Protection Agency

IER	Incineration with Energy Recovery
MP	Market prize
PE	Product effectiveness
PEOLSP	Product End-Of-Life Strategy Planning
PG	Product Gain
PLCC	Product Life Cycle Cost
PV	Product Value
REACH	Registration, Evaluation and Authorization of CHemicals
RM	Remanufacturing
RoHS	Restriction of Hazardous Substances in the environment
RU	Reuse
Rwd	Recycling with disassembly
Rwod	Recycling without disassembly
SLCA	Social Life Cycle Assessment
TC	Technology Cycle
TOPSIS	Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution
WEEE	Waste of Electronic and Electric Equipment
WL	Wear out Life
WPM	Weighted Product Model
WSM	Weighted Sum Model

## **LISTE DES ANNEXES**

ANNEXE 1 – Description de l’outil Excel-ELSEM.....	159
ANNEXE 2 – Produits manufacturés pris en compte dans ELS.....	168

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'impact provoqué par notre société sur l'environnement est un problème délicat, de plus en plus d'actualité et qui commence à réellement s'encre dans les esprits. C'est un élément qui devient fondamental dans les décisions politiques, sociales et économiques et que les entreprises ne peuvent dorénavant plus négliger. L'ingénieur doit donc travailler en prenant en compte ce nouveau facteur, en particulier comme on va le voir lorsqu'il s'agit de réaliser la conception de nouveaux produits.

L'organisation et le développement de notre société actuelle entraîne depuis déjà plus d'un siècle une surexploitation de nos ressources naturelles qui provoque un dysfonctionnement de notre milieu naturel. Dans les dernières années, cette dégradation s'est accrue d'une manière considérable et les problèmes qu'elle engendre ne peuvent maintenant plus être ignorés. La croissance démographique liée à la révolution industrielle génère en effet des flux de polluants qui touchent non pas seulement notre environnement proche, mais aussi la biosphère toute entière. L'érosion de la biodiversité, la pollution des eaux et du sol, le réchauffement climatique et l'effet de serre sont parmi les nombreux exemples. Cela finit par se répercuter sur l'activité humaine elle-même : la santé de l'homme et son accès aux ressources nécessaires à sa survie et son épanouissement ainsi que pour continuer de se développer sont maintenant menacés (Adoue, 2007). En réponse à ce phénomène, l'idée de la nécessité d'un développement dit « durable » est apparue. Cette notion, citée pour la première fois en 1987 par la Commission pour l'environnement et le développement dans un document intitulé *notre futur commun*, est définie comme étant un « développement qui répond aux besoins présents sans compromettre l'habilité des générations futures à répondre à leurs propres besoins » (Vezzoli & Manzini, 2008b).

Pour mettre en œuvre le développement durable, beaucoup de solutions ont été proposées et des efforts ont été déjà fournis. Citons par exemple le protocole de Kyoto qui fixe des objectifs de diminution des gaz à effet de serre des principaux pays pollueurs, l'architecture durable, le commerce équitable, l'économie durable et ce qui touche en particulier notre étude : le Génie durable. Ce domaine semble particulièrement important dans la mise en application du développement durable car il touche à la conception des produits. Or ce sont les produits, leur fabrication, leur consommation, leur fin de vie qui causent un impact aussi inquiétant sur le monde d'aujourd'hui.

Cependant, les entreprises de l'industrie appliquent rarement ces solutions : elles ont souvent tendance à rechercher uniquement le profit à l'heure de l'augmentation de la productivité et de la compétitivité. Pour y remédier, des organisations, des consommateurs et des états les encouragent à concevoir des produits plus « verts ». Cela conduit à l'émergence de plusieurs motivations (Navin Chandra, 1994) :

1. L'apparition de réglementations environnementales toujours plus strictes et plus nombreuses et leur anticipation

Plusieurs pays ont découverts qu'un bon moyen de stimuler les entreprises à réaliser des améliorations environnementales est de créer une politique environnementale à travers des lois et directives. Cela aide d'une part les producteurs à savoir ce que l'on attend d'eux et quels sont leurs objectifs à long terme. Cela permet également de les mettre sur un même pied d'égalité (Brezet & Hemel, 1998). La politique environnementale est encore loin d'être homogène dans tous les pays. Cela est dû à des intérêts nationaux différents, à des stades de développement différents et à la lenteur de la mise en place de discussions entre les diverses institutions en jeu. Cependant, cela permet aux entreprises et aux organisations d'anticiper les nouvelles règles qu'elles seront susceptibles de devoir appliquer dans le futur, ou même qu'elles doivent déjà appliquer dans un intérêt de compétitivité à l'échelle mondiale.

2. La réalisation d'un bénéfice économique

Une entreprise doit toujours chercher le meilleur compromis entre les coûts et la qualité, afin d'atteindre son objectif principal : augmenter son bénéfice. Or avec l'augmentation du coût de l'énergie et l'augmentation du coût de mise en décharge, les producteurs ont tout intérêt à réduire leur consommation et leurs déchets. De même, comme les ressources viennent à s'épuiser, les efforts pour réduire la taille et le poids des pièces peuvent apporter une baisse significative dans les coûts de production (Rose, 2001). Chercher à réduire l'impact environnemental des produits va donc bien souvent dans le même sens que chercher à diminuer leurs coûts, aussi bien que celui d'augmenter leur qualité.

3. L'image de l'entreprise et la perception du public

D'après un sondage récent de 1087 adultes américains mené par « double click performics », 83% des consommateurs ont indiqué que lorsque le choix entre deux produits similaires, mais de performance environnementale différente s'offrait à eux, ils choisissaient plutôt le plus

écologique. Par ailleurs, 60% considèrent que la conscience environnementale est réellement importante dans les caractéristiques d'une entreprise (Performics, 2008). Ceci reflète le poids de l'environnement sur le marché, facteur que les producteurs ont tout intérêt à prendre en compte pour satisfaire leurs clients et en attirer de nouveaux. De plus, l'introduction d'un nouveau produit sur le marché est devenu une opération risquée au regard des nouvelles obligations de sécurité des consommateurs et des potentielles poursuites judiciaires qui s'en suivent : des aliments contaminés aux jouets dont la peinture contenait du plomb, les plus gros scandales environnementaux ont montré que cet aspect était capable d'affaiblir considérablement aussi bien les petites entreprises que les marques les plus connues, en étant dévoilés aux yeux du public (Esty & Winston, 2009). Pour ces raisons, oublier l'aspect environnemental peut conduire à une indéniable perte de compétitivité sur le marché, d'autant plus que c'est aujourd'hui un facteur couramment utilisé et qui s'est révélé pour l'instant efficace.

Ces différents aspects montrent qu'il est presque indispensable actuellement d'aborder le problème environnemental pour les entreprises. Cependant, la question qui se pose à elles est : comment et quand agir sur le produit pour maîtriser son impact sans augmenter son coût ?

De sa conception à son rejet dans le milieu naturel, un produit passe par plusieurs étapes qui ont chacune plus ou moins d'impact sur l'environnement : la production, la distribution l'utilisation et la fin de vie. C'est ce qu'on appelle le cycle de vie d'un produit. L'impact est causé et mesuré par les substances consommées et les substances rejetées (*input* et *outputs*). Il se manifeste à travers (i) l'altération de l'équilibre des écosystèmes (par exemple il faut parfois avoir recours à la déforestation pour produire, ce qui rend la terre plus vulnérable à l'érosion et cause l'extinction de certaines espèces habitant les forêts); (ii) l'extraction et la consommation de ressources qui ne seront plus accessibles pour les générations futures et (iii) l'utilisation de procédés nocifs pour l'environnement. Cela conduit à des problèmes tels que la diminution de la couche d'ozone, l'eutrophisation des eaux, le smog, les émissions toxiques et les déchets. Pour diminuer les impacts, il faut agir au niveau de chacune de ces étapes de la vie d'un produit afin de trouver une solution optimale. L'action peut être entreprise de différente manière : par une dépollution corrective ou une action préventive.

### 1. Les solutions correctives

Ce sont les solutions qui ont été naturellement adoptées en premier lieu, et qui consistent à « dépolluer les flux susceptibles d'avoir un impact sur la Biosphère » (Adoue, 2007), par exemple en utilisant des procédés comme le dégrillage, le dessablage, le déshuilage, le traitement des eaux usées. Cependant, ce type de solutions est peu adapté car elles sont de moins en moins efficaces quand la pollution augmente et deviennent par conséquent rapidement très coûteuses.

### 2. Les solutions préventives

L'idée est d'agir en amont de l'impact dans le but de le réduire. Le moyen principal est de se concentrer sur les premières phases du cycle de vie du produit (production et utilisation), en utilisant par exemple des technologies plus performantes environnementalement. Dans cette optique, le programme des Nations-Unies pour l'environnement a lancé l'idée d'une « production propre », utilisant des opérations de prévention de la pollution et de réduction d'usage de toxiques. L'idée est de chercher des moyens d'extraction et de transformation des matières premières utilisant des énergies vertes et générant moins de déchets, tout en améliorant le système de transport qui y est associé. Pour la phase d'utilisation, c'est le produit lui-même et sa technologie qui doivent être améliorés afin de réduire sa consommation en énergie et ses rejets. Or ces caractéristiques sont établies en phase de conception. La conception est donc fondamentale dans la détermination de la performance environnementale du produit. Penser à l'environnement dès la conception permettra de mieux maîtriser toutes les phases de la vie du produit et d'agir à la source même des problèmes, tout en réduisant les dépenses que l'on aurait pu avoir à fournir plus tard. C'est en phase de conception que se dessinent le produit, les services qui l'entourent, la façon dont on va l'utiliser, les ressources nécessaires et par conséquent son impact environnemental. C'est donc à ce moment qu'il faut se pencher sur ces problèmes. C'est pour cette raison que plusieurs méthodes que l'on verra par la suite, groupées sous le nom de *Design for Environment* ont été créées pour aider les concepteurs à concevoir des technologies dites plus « vertes ».

De plus en plus, on ne se concentre plus seulement sur les phases de production et d'utilisation mais aussi sur les autres phases comme la distribution, la maintenance et la fin de vie, qui

peuvent avoir un impact parfois très important. Le *Design for Environment* prend donc maintenant aussi ces étapes en compte.

Dans notre étude, nous nous intéresseront en particulier à la réduction, en phase de conception, des impacts environnementaux causés par la fin de vie du produit. Le domaine du *Design for Environment* s'attachant à cette partie est appelé *Design for End-of-Life* et tend à fournir une méthode permettant de concevoir un produit dans le but de réduire son impact environnemental en fin de vie. À ce jour, la méthode la plus complète qui a été réalisée est la méthode IREDA (*Integrated Recyclability and End-of-life Design Algorithm*) de Xing *et al.* (2003) qui divise la conception en quatre phases : le choix de la fin de vie, la formation de la structure modulaire du produit, la sélection des matériaux et des attachements et l'évaluation du potentiel de recyclage des alternatives de conception. Cette méthode est relativement simple, mais sur certains points elle peut paraître incomplète, notamment concernant le choix de la fin de vie et le choix des matériaux et des attachements. L'équipe de recherche de Mr Christian Mascle travaille en partie sur l'amélioration de cette méthode en s'intéressant à chacune de ces quatre phases séparément, afin de proposer une méthode plus complète et plus efficace, tout en restant simple à appliquer pour le concepteur. Alors que Xing *et al.* (2003) donnait principalement des règles générales de conception, la nouvelle méthode donnera des paramètres de conception précis en se basant sur des propriétés caractérisant le type et les caractéristiques du produit conçu. Pour le choix des matériaux, un travail a déjà été effectué. Les propriétés à évaluer pour connaître quels matériaux choisir sont par exemple sur l'uniformité des matériaux dans les composants, la diversité des matériaux ou encore la capacité de triage des matériaux. Nous étudieront dans notre cas la phase : choix de la fin de vie.

Ce mémoire est constitué de 7 chapitres principaux. Après l'introduction, qui présente la problématique générale et le but de cette recherche, nous présenterons un deuxième chapitre intitulé « Revue de littérature ». Il décrira la phase de fin de vie des produits, sa prise en compte dans le monde de l'industrie en général et son intégration dans le processus de conception pour l'environnement. Il permettra également d'analyser les méthodes de choix de fin de vie existantes en phase de conception, leurs avantages et inconvénients. Cela mettra en relief les principales caractéristiques que le concepteur attend de la part d'une telle méthode.

La revue de littérature aboutira à la définition d'une problématique et à l'identification des objectifs précis de recherche dans le troisième chapitre : « Démarche du travail de recherche ». Il décrira également la méthodologie utilisée.

Le quatrième chapitre : « *A new method for evaluating the best end of life scenarios during early design phase* » décrit la méthode ELSEM (*End-of-Life Scenario Evaluation Method*). Cette méthode a pour but d'apporter aux concepteurs un outil d'aide à la décision en phase de conception préliminaire d'un produit. Son utilisation lors des négociations avec l'équipe de projet devrait aboutir au choix de scénario précis de fin de vie et à la définition de paramètres de conception basés sur ce choix. Ce chapitre est constitué d'un article en anglais qui a été soumis pour publication.

Le cinquième chapitre : « Méthode, outils et justifications » apporte des explications supplémentaires concernant le développement de la méthode ELSEM.

Le sixième chapitre : « Discussion générale » présente les apports de cette recherche. Ils peuvent être décrits à deux niveaux : au niveau du travail du concepteur dans l'équipe chargée du projet de conception pour l'environnement et au niveau de l'amélioration de la performance environnementale des produits à travers leur fin de vie.

Enfin, nous apporterons une conclusion et décrirons les perspectives de recherche dans le septième chapitre.

## CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre a pour but de rendre compte de l'état de l'art dans le domaine de l'évaluation et de la sélection de la fin de vie des produits en phase de conception. Il se compose de quatre parties. Tout d'abord, nous chercherons à comprendre pourquoi la fin de vie des produits a une importance toute particulière dans l'impact environnemental. Ensuite, nous nous intéresserons aux différentes méthodes existantes pour intégrer l'environnement et la fin de vie des produits au fonctionnement de l'industrie, et plus particulièrement à la conception des produits. Cela nous amènera à définir le domaine du DfE (*Design for Environment*). Puis, nous examineront comment est en général incorporé le choix de la fin de vie dans le processus de DfE. Enfin, nous explorerons les principales méthodes d'évaluation et de choix de fin de vie existantes.

### 2.1 La fin de vie : une étape cruciale dans le cycle de vie des produits

#### 2.1.1 L'impact environnemental de la fin de vie des produits

Parmi les phases du cycle de vie d'un produit vues précédemment, la fin de vie est la phase ayant l'impact environnemental le plus important. Cette étape est définie par Rose *et al.* (2000) comme étant le point dans le temps correspondant au moment où le produit ne satisfait plus l'acquéreur initial, soit parce que ses fonctionnalités ont diminuées, soit parce que l'exigence de l'utilisateur a évoluée.

Trop souvent, le produit est alors simplement jeté en décharge sans qu'il ne subisse plus aucun traitement. Or l'augmentation de la consommation signifie aussi l'augmentation des produits en circulation et indéniablement l'augmentation des déchets. A titre d'exemple, en Europe, « chaque citoyen européen produisait 460 kg de déchets municipaux en 1995. En 2004, ce chiffre s'élevait à 520 kg par personne et il devrait continuer à augmenter pour atteindre 680 kg par personne d'ici à 2020. Au total, cela correspond à une augmentation de presque 50 % en 25 ans » (Verdura, 2008). Autre exemple : si l'on devait déverser tous les déchets de l'Europe de 2020 dans une immense décharge, celle-ci devrait couvrir une superficie de la taille du Luxembourg sur 30cm d'épaisseur (Magdelaine, 2010).

Outre la trop grande quantité de déchets, ceux-ci ont aussi un impact non négligeable sur l'environnement lorsqu'ils sont simplement mis en décharge : des gaz et du lixiviat sont générés lors de leur décomposition et dépassent largement les limites de la décharge. Ces rejets participent à la création de feux et explosions, à la détérioration de la végétation, à la contamination de l'eau et du sol et au réchauffement climatique. Certains éléments dangereux tels que le plomb ou le mercure représentent également un danger pour la santé humaine (El-Fadel *et al.*, 1997).

La mise en décharge sans aucun traitement préalable doit donc être urgemment freinée, et d'autres solutions doivent être trouvées lorsque les produits atteignent leur fin de vie. Car bien souvent, ils contiennent encore une valeur à exploiter : des matériaux peuvent être réutilisés, certaines pièces peuvent être nettoyées et réparées ou parfois même le produit peut être revendu tel quel. Ces différentes alternatives peuvent réellement être bénéfiques, puisque, outre réduire l'impact environnemental causé par les déchets, elles permettent bien souvent de réaliser un bénéfice économique.

C'est pourquoi la valorisation en fin de vie prend aujourd'hui de plus en plus d'importance. Elle devient une problématique couramment abordée dans les entreprises qui doivent dorénavant choisir consciencieusement quelle stratégie adopter pour récupérer et traiter leur produits usagés. Les différentes options de fin de vie possibles sont présentées dans la section suivante.

### **2.1.2 Les différentes options de fin de vie**

Nous avons retenu un ensemble de six options de fin de vie, reflétant les pratiques actuellement appliquées dans l'industrie. Nous n'avons pas pris en compte la maintenance décrite par Rose *et al.* (2000b), car cette opération est plutôt considérée comme appartenant à la vie du produit et ne concerne pas le producteur ou l'entreprise de traitement.

Les six options retenues sont décrites ci-dessous :

- *Reuse* (Réutilisation) (REU) : le produit est récupéré et revendu, avec un minimum d'intervention (nettoyage, réparation mineure), dans le but d'assurer la même fonction que ce pour quoi il a été originalement conçu (Low *et al.*, 2002).

- *Remanufacturing* (Refabrication) (REM) : une grande quantité de produits relativement semblables sont amenés dans un centre de désassemblage. Leurs pièces constitutives sont alors démontées, triées par type, nettoyées, inspectées, réparées, etc. selon le cas. Des produits remanufacturés sont alors remontés en utilisant ces pièces. Ils peuvent avoir la même fonction que les produits d'origine ou ils peuvent avoir été améliorés.
- *Recycling with disassembly* (Recyclage avec désassemblage) (Rwd) : le produit est d'abord désassemblé, et les matériaux sont triés par catégorie de compatibilité. Cela permet de récupérer des matériaux avec une pureté et des propriétés très similaires aux matériaux d'origine.
- *Recycling without disassembly* (Recyclage sans désassemblage) (Rwod) : tout le produit est broyé, puis les matériaux sont récupérés et triés si possible, par des méthodes électrochimiques ou autres. Les mélanges sont beaucoup plus fréquents et les qualités des matériaux sont en général très amoindries.
- *Incineration with energy recovery* (Incinération avec récupération d'énergie) (IER) : le produit est brûlé dans une usine de combustion. Les usines de combustion sont attractives car elles permettent de réduire considérablement le volume des déchets. Par ailleurs, elles permettent également de récupérer de l'énergie, sous forme de vapeur ou sous forme d'électricité. Cependant, elles rejettent des émissions gazeuses dangereuses et des cendres possédant un haut degré de toxicité (Salvato *et al.* 2003).
- *Disposal* (Mise en décharge) (Disp) : les produits sont simplement envoyés en décharge, sans traitement particulier.

Ces différentes options ont été décrites dans un ordre respectant la hiérarchie écologique des stratégies de fin de vie décrite par Lansink (1980). Cette classification a été réalisée en prenant en compte l'impact environnemental de chacune d'entre elles. D'après Lansink, une option est préférable lorsqu'elle maximise l'utilisation des ressources et de la valeur déjà ajoutée aux matières premières. En effet, cela permet de réduire le rejet de déchets dans la nature et le retraitement des matériaux appartenant au produit hors d'usage.

Le *Reuse* est l'option classée en haut de cette hiérarchie puisqu'elle ne génère aucun déchet et ne nécessite quasiment aucune intervention sur le produit pouvant engendrer un impact environnemental important. Cependant, les produits réutilisés satisfont bien moins le client que

les produits neufs puisque leur fonctionnalité a diminué et puisque les exigences des consommateurs ont la plupart du temps augmentés au cours de leur première vie (Rose, 2000). En choisissant le *Remanufacturing*, ce problème est en partie résolu puisqu'il est possible de remettre à neuf et d'améliorer les fonctionnalités du produit. Cependant, l'impact environnemental de cette option est plus important car elle entraîne la mise en décharge des pièces à remplacer, et nécessite l'application de divers procédés de remise en état. Lorsque le *Remanufacturing* n'est pas envisageable car trop coûteux et que le produit réutilisé n'est pas susceptible de satisfaire les consommateurs, on peut envisager de récupérer certains matériaux pour les recycler. Le *Recycling with disassembly* permet de conserver la valeur initiale des matériaux et se place donc plus haut que le *Recycling without disassembly* dans la hiérarchie des options de fin de vie. Cette dernière option, bien que moins coûteuse, ne permet pas de récupérer des matériaux dont la qualité rencontre les spécifications originale. Ils peuvent tout de même être réutilisés dans des applications telles que des bancs publiques ou des poubelles en plastique (Rose, 2000) mais n'entrerons pas dans le cycle de vie d'un troisième produit. En bas de l'échelle de Lansink, on trouve l'incinération contrôlée avec récupération d'énergie, puis la mise en décharge. Pour cette dernière, toute la valeur restante dans le produit est perdue et la quantité de déchets est maximale. Pourtant, elle est souvent choisie car elle n'implique aucun coût.

Comme on l'a vu, les différentes options de fin de vie ont des caractéristiques environnementales et économiques qui diffèrent et qui vont souvent dans des sens opposés. C'est pourquoi lorsque l'on choisi une stratégie de fin de vie, il est nécessaire de faire un choix réfléchi en se basant sur toutes les variables qui peuvent avoir une importance et en observant bien la manière dont est conçu le produit. Mais il est tout d'abord nécessaire de comprendre quels sont les enjeux et l'importance d'un tel choix.

### **2.1.1. L'importance de choisir une stratégie de fin de vie**

Cette problématique est apparue particulièrement dans le cas de la fin de vie des produits électroniques, produits en grosse quantité, ayant une courte durée de vie et difficiles à désassembler à cause de leur petite taille (Hula *et al.*, 2003). Pour ces raisons notamment, les industriels se découragent vite quand il s'agit de les recycler. Aux États unis, il a été estimé que tous les ans, 3.2 million de tonnes de déchets électroniques sont mis en décharge chaque année :

cela crée un risque environnemental important, sachant que ces déchets peuvent contenir du plomb, du mercure ou encore de l'arsenic. C'est pourquoi la réutilisation et le recyclage sont de plus en plus préconisés par les autorités environnementales, comme par les consommateurs eux-mêmes.

Cela a conduit à l'apparition de nouvelles réglementations imposant des taux de recyclage et de récupération: par exemple en Europe, la directive européenne « *on Waste Electric and Electronic Equipment* » (WEEE) force depuis 2006 les producteurs à recycler au moins 50% de certains produits comme les téléphones portables ou les ordinateurs (European Communities Commission, 2002).

Outre respecter les lois, choisir une bonne stratégie de fin de vie peut permettre aux entreprises de réaliser un bénéfice important : on peut revendre des produits usagés si le *Reuse* est choisi, ou bien récupérer de l'énergie par incinération, ou encore certains matériaux comme du verre, du plastique et des métaux précieux. Cela permettra de pouvoir les revendre ensuite ou les utiliser dans la fabrication de nouveaux équipements. Avec le *Remanufacturing*, on évite même de fabriquer des nouvelles pièces en utilisant celles qui sont encore en bon état après la mise hors d'usage du produit. On peut également choisir de revendre certains composants, encore fonctionnels, dans le cas où leur désassemblage n'est pas trop coûteux. Tout cela bien sur, doit prendre en compte les taux de produits usagés que l'on sera capable de collecter et les coûts de cette collecte, etc.

Cet exemple montre que choisir une fin de vie afin que cette dernière soit économiquement et environnementalement viable est une opération complexe et délicate, mais qui sera bientôt une étape incontournable à réaliser comme on l'a vu précédemment, dès la phase de conception, dans le but de contrôler et minimiser les impacts en amont de la vie du produit: les concepteurs auront donc besoin d'outils simples et fiables pour les aider dans ce choix.

## **2.2 Les grandes méthodes d'analyse et de réduction de l'impact de la fin de vie**

Dans cette section nous verrons comment intégrer la problématique de la fin de vie dans le fonctionnement industriel en général. Ensuite, nous analyserons comment évaluer et améliorer la performance environnementale de chaque étape de la vie du produit, et notamment la fin de vie. Pour cela nous décrirons l'ACV (Analyse du Cycle de Vie), le DfX (*Design for X*) et le DfE.

### **2.2.1 L'écologie industrielle et l'analyse du cycle de vie**

L'écologie industrielle (EI) est le domaine de recherche qui étudie la diminution de l'impact environnemental des entreprises à un niveau macroscopique pour toutes les industries.

Le but est d'augmenter la conversion ou la réutilisation des matériaux usagés en des matériaux ou produits qui peuvent être utilisés par une autre entreprise ou industrie. En ce sens, l'EI ne se restreint pas seulement à l'examen des capacités de réduction des déchets d'une entreprise individuelle : elle examine l'ensemble des échanges de déchets possibles entre plusieurs compagnies ou plusieurs industries (Franchetti, 2009). Cet examen consiste à chercher des solutions pour qu'une entreprise soit capable d'utiliser les produits usagés d'une autre entreprise comme matière première. Cela empêche ainsi ces produits d'atterrir en décharge. Elle préconise donc les options de fins de vie à forte performance environnementale (la réutilisation, le *remanufacturing*, le recyclage et l'incinération avec récupération d'énergie) et contribue directement à la diminution de l'impact environnemental de la fin de vie des produits. La mise en œuvre de l'écologie industrielle nécessite l'analyse préalable des flux de matière et leurs impacts. Pour cela, un outil communément utilisé est l'ACV.

L'ACV est utilisée pour identifier et quantifier l'impact environnemental du produit pendant chaque étape de son cycle de vie. Ces étapes sont :

- la pré-production : acquisition des ressources, distribution au centre de production et transformation en matière première ou en énergie;
- la production : transformation des matériaux, assemblage et finalisation;
- la distribution : packaging, transport, stockage;

- l'utilisation : utilisation et consommation et services encadrant le produit;
- la fin de vie.

Elles sont résumées dans la Figure 2.1. Celle-ci met en valeur chaque étape et ses sous-étapes dans différentes sections d'une roue pour souligner l'idée que ce cycle se répète continuellement. On peut également voir que la gestion des déchets à travers le *Reuse* ou le *Remanufacturing* permet de sauter des étapes et donc de diminuer les impacts environnementaux associés: le *Reuse* redonne une vie au produit sans qu'un produit neuf doive être fabriqué et distribué et le *Remanufacturing* permet d'éviter de passer par la phase de pré-production.

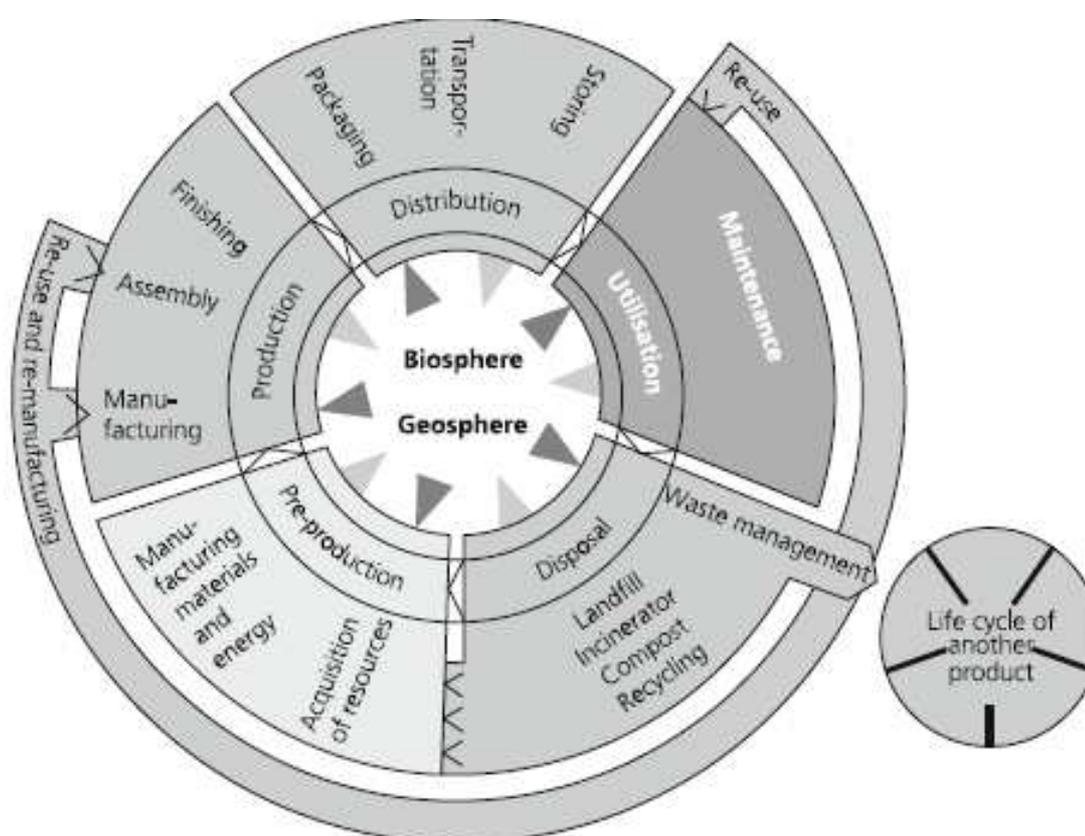


Figure 2.1 : Le cycle de vie d'un produit. Source (Vezzoli & Manzini, 2008a) :

Outre son utilisation pour l'EI, l'ACV est considérée comme une étape essentielle lorsque l'entreprise décide de se lancer dans une politique environnementale (Gehin *et al.*, 2008). En effet, cela permet de repérer les activités les plus polluantes dans le but de diminuer leurs impacts

en priorité. D'après l'EPA (*Environmental Protection Agency*), l'ACV est une technique permettant (i) l'évaluation des quantités de matière et d'énergie consommées et rejetées par un produit, un procédé ou un service ; (ii) l'évaluation des déchets associés, des conséquences sur la santé humaine et sur le milieu naturel et (iii) l'interprétation et la communication des résultats de l'analyse réalisée pour le cycle de vie complet du produit ou du procédé considéré (Wenwel *et al.*, 1997). En particulier on peut connaître grâce à une ACV l'impact environnemental qu'aura la fin de vie d'un produit comparé aux autres étapes de son cycle de vie.

Réaliser une ACV pour évaluer l'impact environnemental de la fin de vie d'un produit demande beaucoup de temps et de ressources et nécessite de suivre assidument les règles énoncées par la méthode. En effet, il est fréquent que deux ACV réalisées sur le même produit conduisent à des résultats sensiblement différents. Par ailleurs, une ACV ne peut être réalisée que quand toutes les informations sur le produit sont disponibles, donc à la fin de la phase de conception. Une fois l'ACV réalisée, il faut savoir comment agir sur le produit en modifiant sa conception afin d'améliorer sa performance environnementale. Pour cela, le concepteur est aidé par diverses règles et méthodes constituant le DfE.

### **2.2.2 Une solution d'avenir : le *Design for X* et le *Design for Environment***

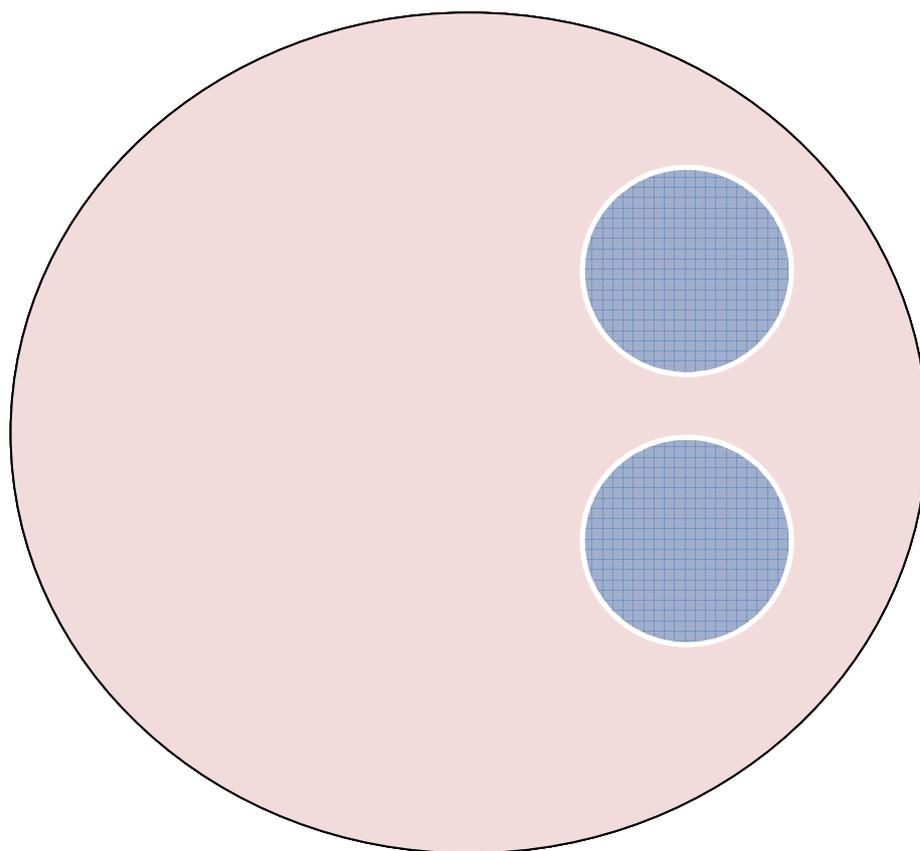
De nouvelles méthodes de conception appelées *Design for X* se développent, s'attachant à diverses parties du cycle de vie du produit, pour améliorer d'une part la performance technologique et les coûts qui y sont reliés et d'autre part la performance environnementale. Citons par exemple :

- le *Design for assembly* (Boothroyd, 1994) : règles pour assurer un assemblage rapide et efficace du produit;
- le *Design for manufacturability* (Anderson, 2006): règles pour optimiser la production;
- le *Design for logistics* (Kao, 2006) : améliore les facultés de transport et de stockage des produits;
- le *Design for maintainability* : s'attache à faciliter la maintenance;

- le *Design for recycling* (Tonnelier *et al.*, 2005): cherche à augmenter le taux de recyclage en fin de vie;
- le *Design for remanufacturing* (Gehin *et al.*, 2008): permet de faciliter de désassemblage des produits en fin de vie en vue de leur remontage;
- le *Design for End of Life* (DfEOL) (King *et al.*, 2004): pour concevoir des produits afin de faciliter leur traitement en fin de vie.

Dans toutes ces méthodes, l'accent est mis sur les décisions importantes de la conception qui devront être mises en application dans le processus de développement. Des aspects tels que le profit, la fonctionnalité, l'esthétique, l'ergonomie, l'image, la qualité sont traités.

Depuis peu, une nouvelle discipline dans le *design for X* est apparue : le *design for Environment* (DfE). Le DfE n'est pas une méthode de DfX telle que celles citées précédemment. Elle est plutôt une stratégie globale visant à améliorer la performance de l'entreprise à travers une nouvelle approche de la conception des produits et des procédés (Gehin *et al.*, 2006). Cette méthode propose des solutions durables visant à réduire l'impact environnemental global du produit à chaque étape du cycle de vie. Elle assure que les autres critères tels que la performance, les fonctionnalités, l'esthétique, la qualité et les coûts ne soient pas compromis (Pigosso *et al.*, 2010). Le DfE est donc plutôt une partie du DfX, présente dans chacune des méthodes énoncées auparavant, au lieu d'être un domaine indépendant. Il peut même englober totalement certaines méthodes de DfX comme le *Design for recyclability*, le *Design for Reuse* ou le DfEOL qui sont uniquement destinées à l'amélioration de la performance environnementale. Ceci est illustré sur la Figure 2.2.



### **2.3 Le processus de choix de fin de vie en phase de conception**

Le DfE englobe donc la prise en compte de la fin de vie du produit en phase de conception, dans le but de réduire son impact, et prévoit le choix d'une stratégie adaptée, qui ne compromette pas les autres aspects fondamentaux du DfX. Nous allons voir dans cette section comment se déroule ce choix et plus particulièrement :

- comment et à quel moment il s'intègre à la méthode de DfE;
- quelles sont les méthodes existantes pour aider le concepteur à le réaliser;
- quelles conditions ces méthodes doivent respecter pour que ce choix soit considéré dans les paramètres de conception.

Cela va finalement nous amener à fixer des objectifs pour notre nouvelle méthode.

### 2.3.1 Définitions utiles

Pour bien comprendre le fonctionnement du processus de sélection de fin de vie du produit, il faut bien distinguer les expressions suivantes, que nous utiliserons par ailleurs dans le reste de ce mémoire :

*Option de fin de vie* : traitement en fin de vie parmi : réutilisation, *remanufacturing*, Recyclage avec ou sans désassemblage, Incinération, mise en décharge, s'appliquant à un sous assemblage (un sous-assemblage pouvant être une pièce ou un ensemble de pièces).

*Stratégie de fin de vie* : spécifications et contraintes non précises concernant la fin de vie du produit au complet comme le taux de valorisation pièce et matière, les préférences accordées à certaines options, la quantité maximale de pièces mises en décharge, etc.

*Scénario de fin de vie* : ensemble des options de fin de vie pour chacun des sous-assemblages du produit.

De plus, dans notre étude, nous définirons des options de fin de vie pour chaque *module*. Un module est défini comme étant un sous-assemblage du produit réalisant une fonction technique. La hiérarchie des fonctions peut cependant comprendre plusieurs niveaux : un assemblage réalise une fonction, et se compose de plusieurs sous-assemblages réalisant chacun une fonction. Eux-mêmes se composent d'éléments réalisant des sous-fonctions, etc. Plus on avance dans la conception, plus la décomposition gagne en profondeur en même temps que la structure exacte du produit se dessine. Dans le cas particulier du choix de fin de vie en début de phase de conception, nous définirons un module comme le plus petit sous-assemblage que l'on est capable d'identifier au moment où l'on applique la méthode. Dans le cas de la Figure 2.3, la méthode nous permettra donc d'identifier la fin de vie des modules 1.1.1, 1.1.2, 1.2 et 2.

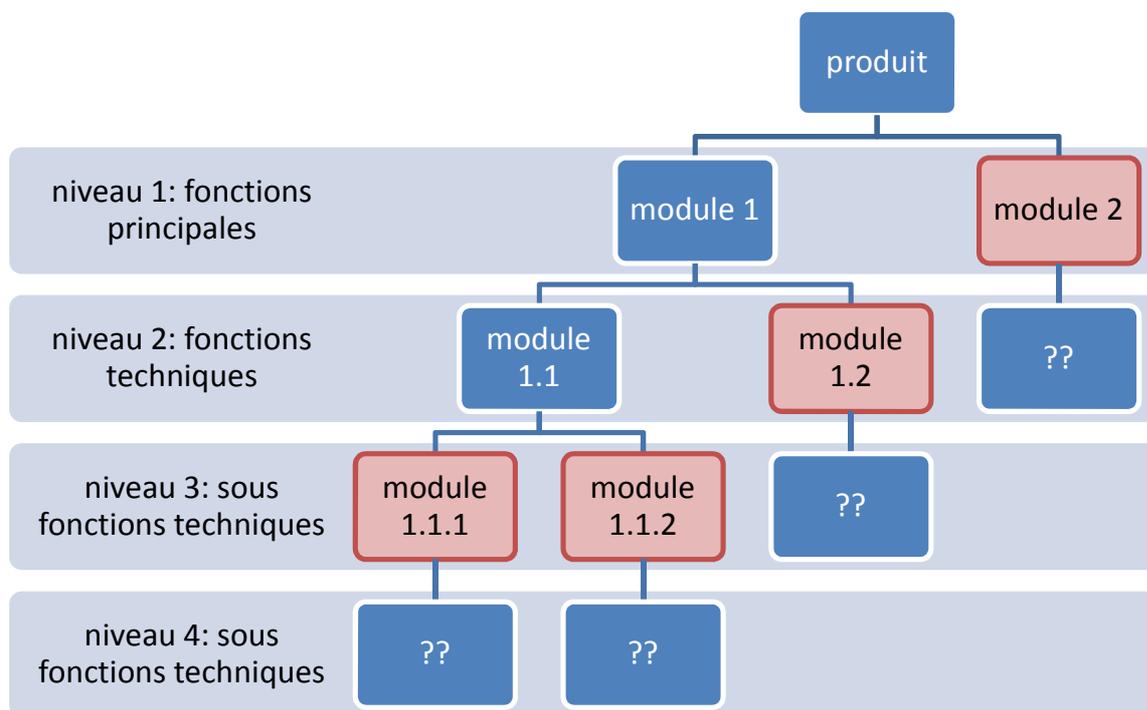


Figure 2.3 : Hiérarchie des fonctions et des modules dans un produit

### 2.3.2 Les deux approches utilisées en DfE

Savoir quand et dans quel contexte est choisi le scénario de fin de vie du produit en phase de conception va nous permettre de pouvoir déterminer : quels paramètres peuvent influencer ce choix, qui en est chargé et quelle est l'ampleur de la participation du concepteur dans le processus de sélection. Le contexte que nous exposerons est celui de la méthodologie de DfE décrite par (Brezet & Hemel, 1998), qui est couramment utilisée dans l'industrie. Elle est destinée à l'entreprise dans son ensemble et a pour but d'intégrer facilement l'environnement au processus de conception. Elle s'applique dans le cadre particulier de la reconception d'un produit, ce qui est quasiment tout le temps ce qui arrive dans la pratique (pour concevoir un produit, on s'appuie toujours sur un produit déjà existant). La méthode se compose de 8 étapes résumées à la Figure 2.4.

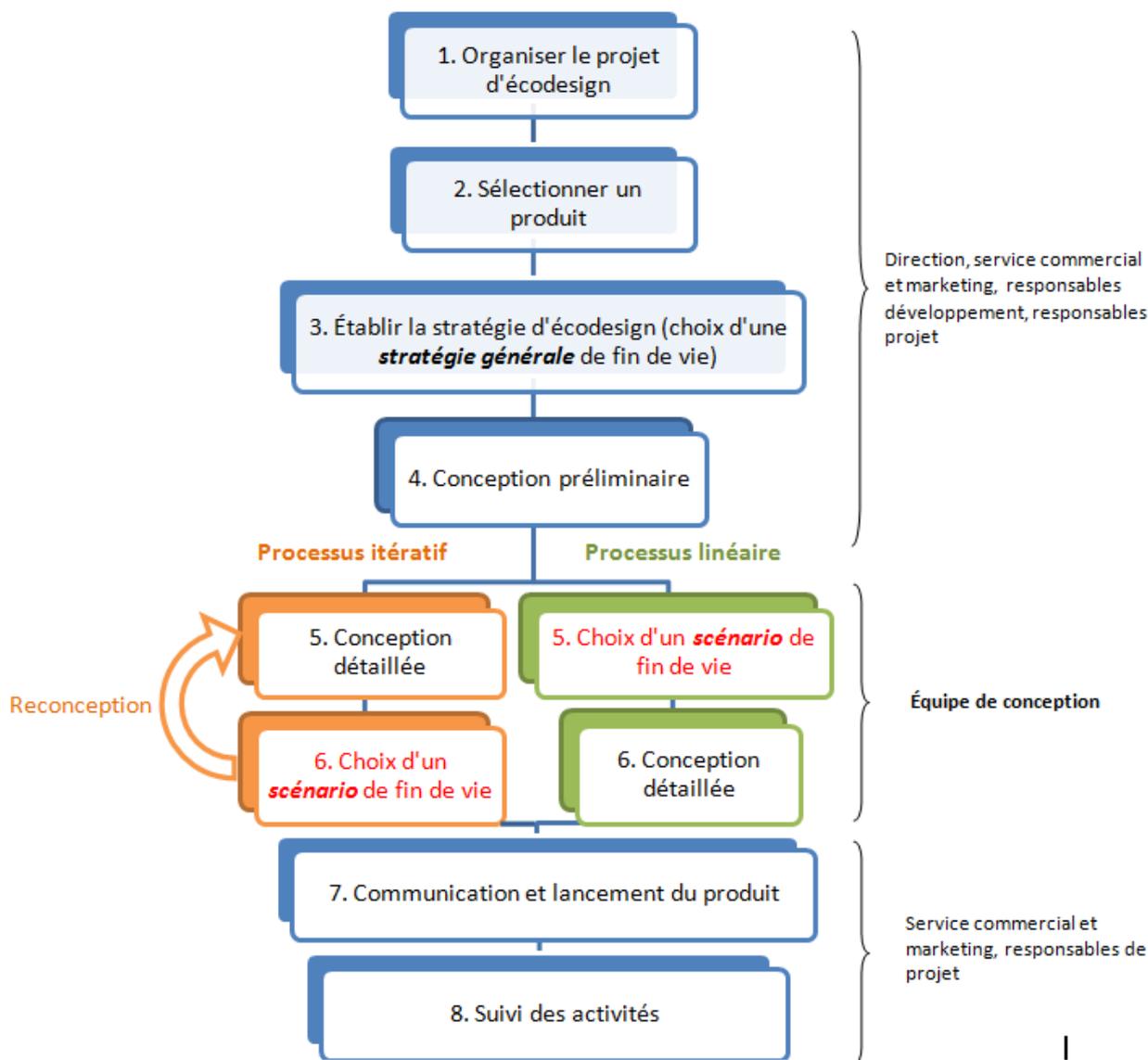


Figure 2.4 : Méthode DfE proposée par Brezet et Hemel (1998)

Un choix précis de scénario de fin de vie doit apparaître pendant une de ces étapes. Il existe deux approches possibles, qui placent ce choix à des moments très différents. L'une le place en tout début de conception, tandis que l'autre le situe à la fin de la conception détaillée. Les différentes

étapes de la méthode de DfE citée précédemment ainsi que les deux approches possibles sont décrites dans cette section.

### Étape 1 et 2: Organiser un projet d'écodesign et sélectionner un produit

Il faut obtenir l'accord et l'engagement de la direction pour lancer le projet, former une équipe de projet et organiser un planning et un budget.

Pour choisir quel produit on veut reconcevoir, on s'appuie sur divers critères de sélection, par exemple:

- la nécessité de diminuer ses impacts environnementaux à la suite de la nouvelle stratégie que se fixe l'entreprise ou à des changements dans les lois sur l'environnement ou encore à des changements dans les préférences du consommateur;
- la possibilité de combiner l'amélioration technique du produit avec ses performances environnementales;
- le marché potentiel des produits à forte valeur environnementale.

On définit également le programme de conception: on analyse le produit existant, la raison de sa sélection, dans quelle mesure on peut le modifier, les objectifs environnementaux et financiers, les changements éventuels de fonctionnalité, le budget disponible, etc.

### Étape 3 : Établir la stratégie d'écodesign

- *Analyse du profil environnemental du produit existant:*

On peut penser aux premiers abords utiliser l'analyse du cycle de vie, mais bien souvent cela n'est pas nécessaire. En effet, si l'équipe décide de dévier considérablement de la conception actuelle du produit, dépenser beaucoup de temps et d'argent sur une analyse quantitative étendue du cycle de vie fait peu de sens. Mieux vaut utiliser des outils qualitatifs. Par exemple la MET matrice (*Material cycle, Energy use, Toxic emissions*) ou l'*ecodesign checklist* (liste de questions sur les problèmes environnementaux).

- *Analyse des motivations externes et internes de l'entreprise qui la pousse à organiser un projet d'écodesign*

En général, l'entreprise est poussée par les motivations décrites en section 1.1.2 à savoir les réglementations, l'image et la demande des consommateurs, le bénéfice économique.

- *Génération de solutions d'amélioration*

Certaines des solutions viennent spontanément à l'esprit lors de l'analyse du profil environnemental qui souligne les faiblesses du produit actuel. Pour en trouver d'autres, il faut envisager de :

- diminuer l'impact des matériaux en changeant de matériaux;
- diminuer l'impact des matériaux en diminuant l'utilisation de certains;
- diminuer l'impact de la production;
- diminuer l'impact de la distribution;
- diminuer l'impact de l'utilisation;
- diminuer l'impact de la fin de vie.

- *Étude de la faisabilité des solutions d'amélioration proposées*

- *Définition de la stratégie la plus prometteuse*

Cela consiste tout d'abord à déterminer quels aspects vont être les plus privilégiés, en fonction de leurs impacts environnementaux et de leur faisabilité. Par exemple, pour une voiture, on va chercher en priorité à diminuer l'impact de l'utilisation avant celui de la fin de vie si cela est possible, car utiliser une voiture pollue plus que de la mettre en décharge. Pour cela, on peut utiliser la « roue des stratégies d'éco-conception » comme celle de la Figure 2.5, qui permet d'avoir une représentation graphique. La Figure 2.5 représente huit stratégies d'éco-conception. Une note traduisant la priorité accordée à chacune d'entre elle est donnée, pour l'ancien et le nouveau produit. Ces notes sont relatées sur les axes de la roue ce qui permet d'avoir une représentation visuelle de la stratégie globale.

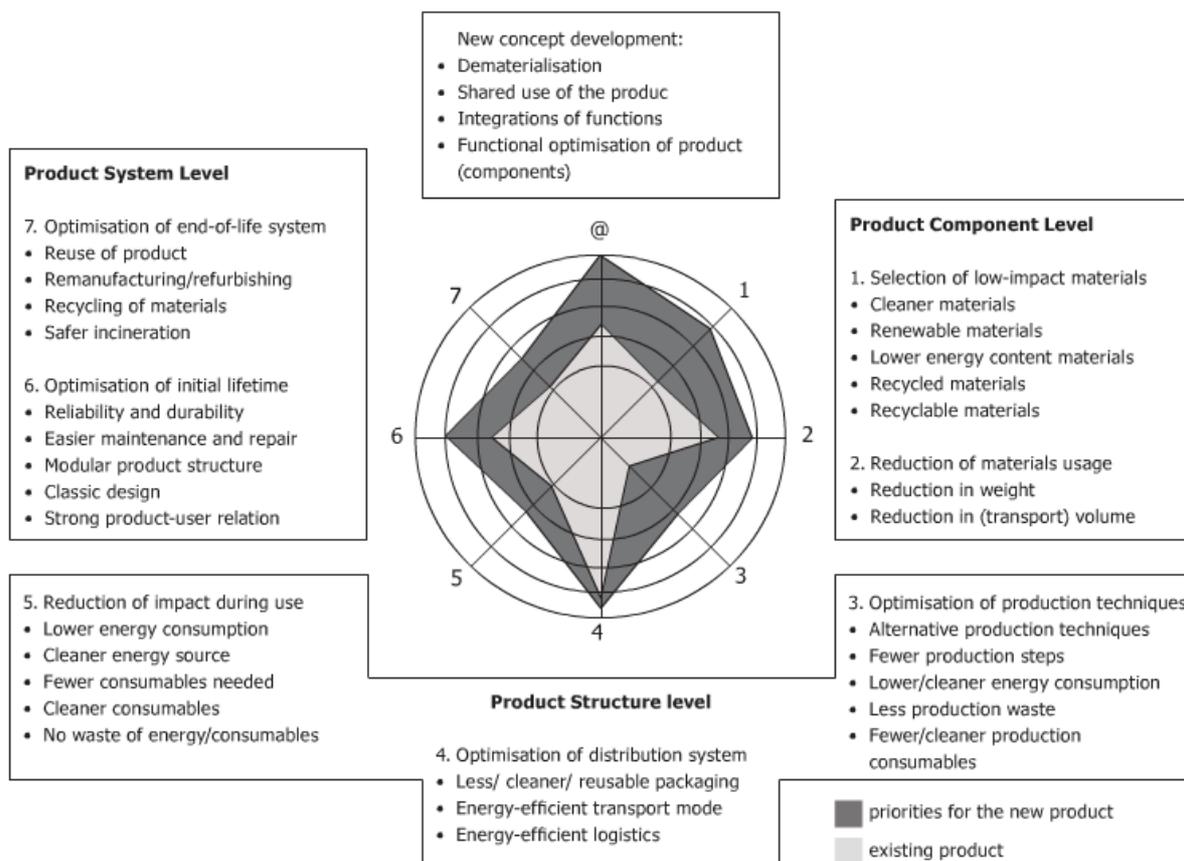


Figure 2.5 : Roue des stratégies d'écodesign. Source : (Brezet & Hemel, 1998)

En particulier, la stratégie de fin de vie est définie : on va choisir de collecter ou non les produits hors d'usage, on va fixer des objectifs de taux de valorisation pièce, matière et énergie, et parfois même préciser le scénario que l'on veut appliquer à certaines pièces. La stratégie générale de fin de vie est choisie en se basant sur (i) le profil du produit qui va être reconçu; (ii) les raisons pour lesquelles le consommateur jette le produit; (iii) les législations et régulation qui l'affectent; (iv) les possibilités de collecte; (v) le choix ou non de contacter un sous-traitant et (vi) les motivations de l'entreprise.

Les étapes 1 à 3 précédemment décrites sont réalisées par les services commerciaux et marketing, les responsables recherche et développement et les responsables projet. Les concepteurs n'y interviennent pas ou peu.

Les étapes 4, 5 et 6 sont celles dont est chargée l'équipe de conception. C'est pendant celles-ci que le choix d'un scénario de fin de vie précis est effectué. Il existe deux approches possibles pour le réaliser:

*Approche itérative* : Le choix du scénario de fin de vie est réalisé à la fin de la conception détaillée (étape 6). Sa concordance ou non avec la stratégie générale de fin de vie fixée en étape 3 peut conduire à une ou plusieurs reconception(s).

*Approche linéaire* : La sélection du scénario de fin de vie est réalisée juste après la conception préliminaire (étape 4) et est effectuée afin de concorder avec la stratégie générale. Le reste de la conception est réalisé en s'appuyant sur ce choix.

#### Étape 4 : Conception préliminaire

Pendant cette étape, on fixe les principaux paramètres du produit : fonctions, sous-assemblage principaux, matériaux principaux, etc. Pour cela, on s'appuie sur le cahier des charges, la stratégie d'écodesign ainsi que sur le produit que l'on reconçoit.

#### Étapes 5 et 6 d'après l'approche itérative

Cette approche est décrite par Lee *et al.* (2007) et consiste à commencer la conception du produit avant de s'intéresser à la fin de vie. Les étapes d'une telle démarche sont explicitées sur la Figure 2.6.

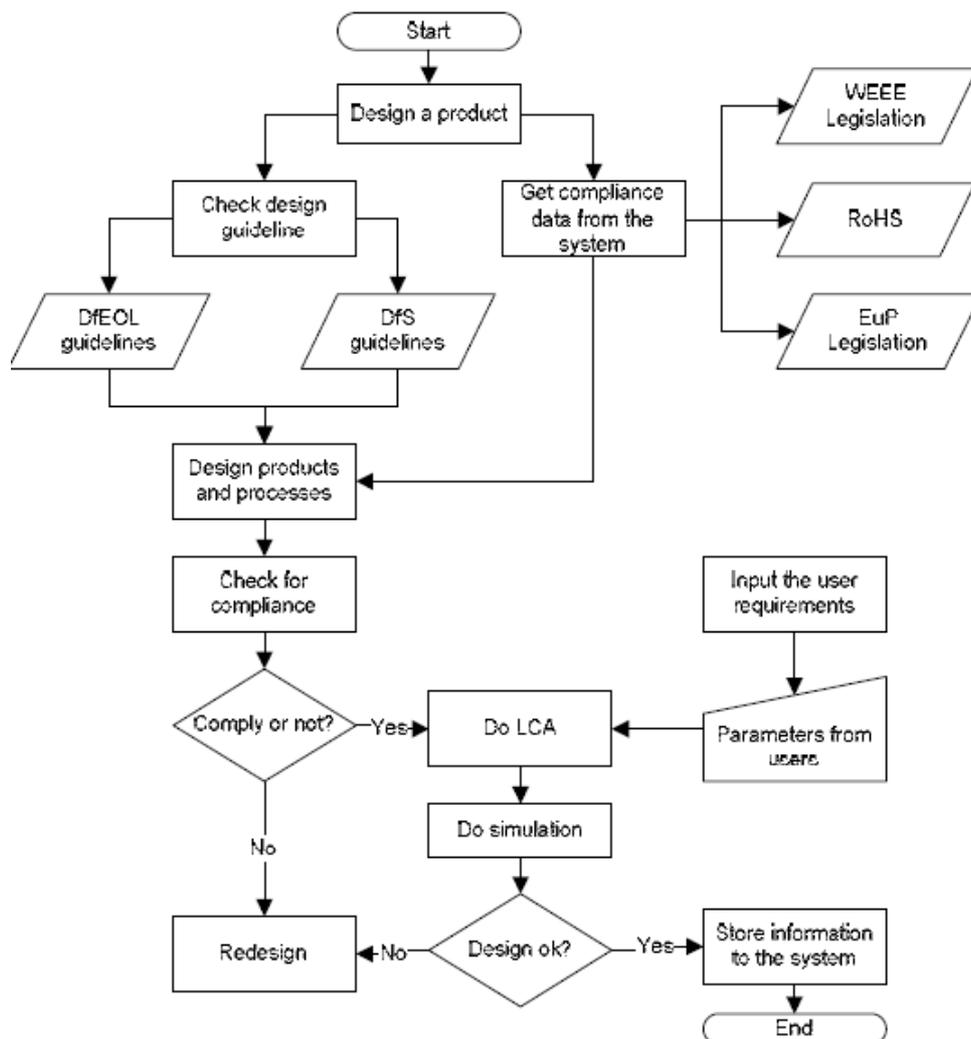


Figure 2.6 : Étapes de la méthode DfE proposée par Lee *et al.* (2007)

Tout d’abord, l’équipe de conception prend connaissance :

- de la stratégie générale de fin de vie imposée par l’entreprise (voir étape 3). Lee appelle ces informations *Compliance data*;
- des règles générales (*guidelines*) de DfEOL et de DfS (*Design for Service*). Les règles de DfS sont : faciliter la location des pièces nécessitant une maintenance, faciliter la maintenance, faciliter la mise à niveau, etc. Celles de DfEOL

s'appuient sur les retours d'expérience et doivent permettre de faciliter la réutilisation et le recyclage au maximum (division en modules, faciliter le désassemblage, regrouper les matériaux de même type, etc.).

En se basant sur ces informations, les concepteurs peuvent établir une première conception détaillée.

Ils construisent ensuite les différents scénarios de fin de vie potentiellement réalisables pour le produit, étant donné les paramètres de conception choisis. Pour chacun de ces scénarios, préalablement classé par ordre de performance environnementale, l'équipe de conception vérifie sa conformité avec les *Compliance data*. Cette démarche est explicitée à la Figure 2.7.

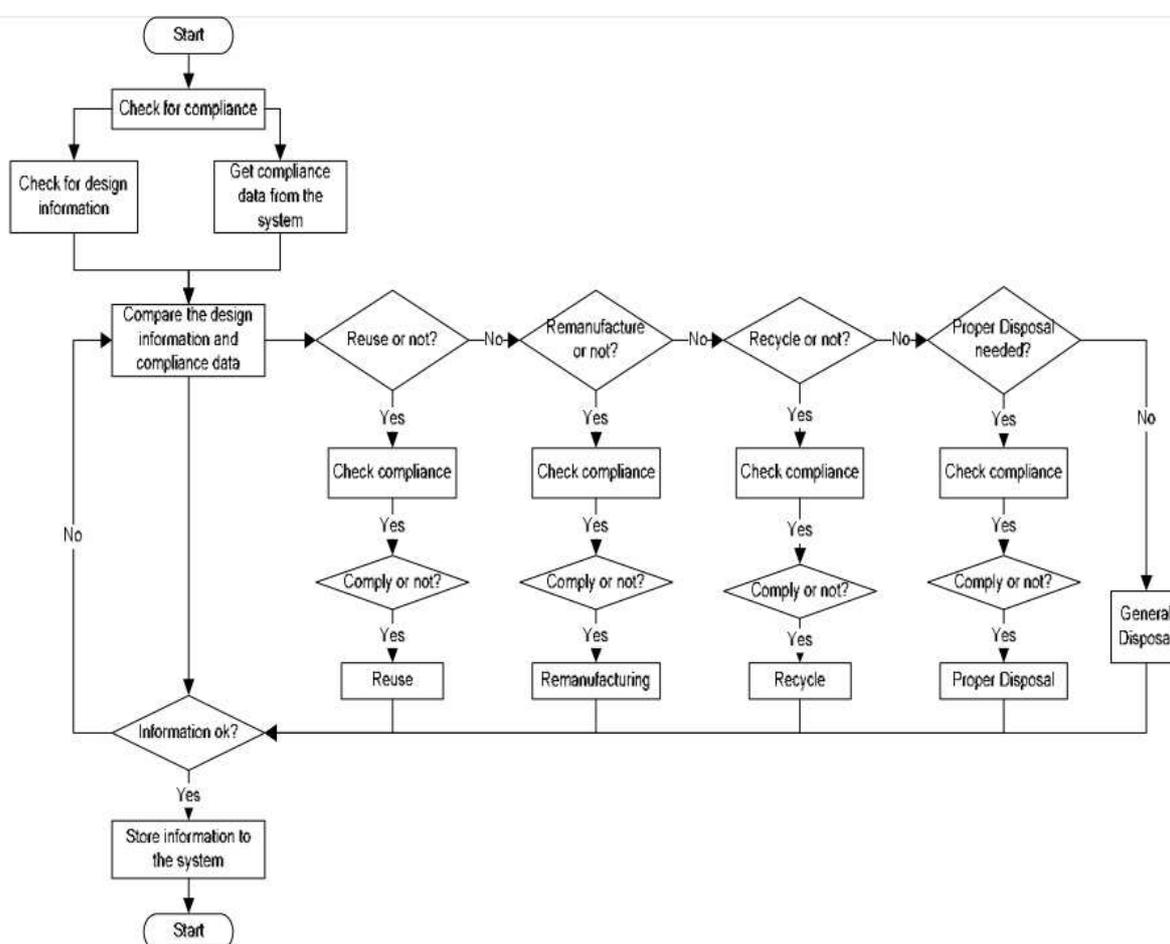


Figure 2.7 : Vérification de la conformité, choix de fin de vie. Source (Lee *et al.*, 2007) :

En particulier, Lee propose de réaliser une ACV afin de vérifier si le produit est conforme aux spécifications environnementales que s'est fixée l'entreprise.

Dès qu'un scénario s'avère conforme, on le choisit. Si aucun scénario n'est conforme, il faut recommencer la conception.

- Dans le cas où il s'agit de non atteinte des spécifications environnementales, on va chercher en priorité à trouver des matériaux plus adaptés. Puis on s'intéressera aux procédés, puis à la division en module
- Si le coût est trop élevé par rapport aux performances environnementales, on va chercher à réduire le coût des matériaux, puis des procédés, puis de la structure en modules.

Le processus proposé ici est itératif. Si l'on suit celui – ci, le choix de fin de vie s'appuie sur une conception déjà déterminée et peut donc être plus précis car il peut prendre en compte plus de facteurs (structure exacte du produit, matériaux, attachements, etc.). Cependant, il est possible que la conception préliminaire ne soit pas adaptée car on la réalise sans connaître la fin de vie. Par exemple, on peut dépenser beaucoup d'énergie à faciliter le détachement d'un module alors qu'au final, il ne sera pas réutilisé mais juste recyclé. Il aurait alors été préférable de se concentrer sur le regroupement de matériaux de même type. Cependant, la phase de reconception peut permettre de modifier ces défauts.

#### Étapes 5 et 6 d'après l'approche linéaire

Cette approche est décrite par Brissaud & Zwolinski (2004). Elle souligne l'importance du processus de négociation lorsqu'il s'agit de choisir une fin de vie. En effet, le concepteur n'est pas seul à faire ce choix qui a une ampleur importante dans l'organisation future et l'économie de l'entreprise. Il est accompagné d'une équipe de conception, d'une équipe de projet et de ses supérieurs hiérarchiques avec qui il doit justifier et négocier les options choisies. Par ailleurs, l'approche linéaire fait apparaître la sélection de la fin de vie dès la fin de la phase de conception préliminaire.

Dans cette optique, le choix d'un scénario précis de fin de vie se réalise de la manière suivante :

- on construit des scénarios de fin de vie potentiellement réalisables en s'appuyant sur les paramètres du nouveau produit qui ont été définis en conception préliminaire (grand types de matériaux, complexité, types d'attachements principalement utilisés, etc.);
- on discute avec l'équipe de conception les avantages et inconvénients de chacun des scénarios construits. On considère pour cela la stratégie fixée par l'entreprise et la possibilité de trouver des paramètres de conception appropriés pour les réaliser. Cette discussion peut aboutir soit :
  - au choix d'un scénario adéquat et des paramètres de design correspondant;
  - à la proposition d'une modification de la stratégie de fin de vie faite aux responsables projets (dans le cas où l'on s'aperçoit que la stratégie initiale n'est pas adaptée ou n'est pas réaliste).

Une fois le scénario de fin de vie sélectionné, la conception détaillée peut être réalisée en se basant sur cette sélection. Les stratégies abstraites sont transformées en solutions concrètes qui aboutissent à des dessins de définition, des spécifications logistiques et budgétaires. Il n'y a dans ce cas pas nécessité d'envisager une reconception.

Choisir une fin de vie avant de commencer la conception paraît une bonne solution car cela permet d'économiser beaucoup d'efforts si elle est la bonne. Cependant, on possède peu d'information avant de commencer à mettre en forme le produit. Par conséquent, on a plus de chance de choisir une fin de vie non adaptée et au final de consommer beaucoup d'efforts pour rien. Par exemple, il se peut que l'on choisisse le *remanufacturing* alors que les caractéristiques économiques du processus de démantèlement feront en sorte que le produit sera incinéré (Willems *et al.*, 2004).

#### Étape 7 et 8: Communication et lancement du produit, Suivi des activités une fois le produit lancé

L'étape 7 consiste à promouvoir la nouvelle conception en interne, réaliser des études de marché et préparer le travail pour la production. Le produit sera alors prêt pour la production et le lancement. Pendant cette étape, il faut s'assurer que la communication est correctement établie afin que les améliorations environnementales soient vues comme un bénéfice supplémentaire.

L'étape 8 permet de s'assurer que les spécifications ont bien été respectées, et apporte un retour sur expérience nécessaire à tout projet

### Conclusion

Cette méthode de DfE montre que :

- le choix de fin de vie est une étape ancrée dans le processus de DfE et est accompagnée de plusieurs autres nombreux aspects à prendre en compte. Cela souligne encore une fois l'importance d'avoir une méthode de choix de fin de vie rapide et efficace;
- parfois la fin de vie n'est pas l'élément prioritaire à considérer dans l'amélioration des performances environnementales d'un produit. L'usage ou la production peuvent avoir un impact beaucoup plus important. Dans ce cas l'utilisation d'une méthode de choix de fin de vie n'est pas nécessaire;
- les deux approches existantes (itératives et linéaires) ont chacune leurs avantages et inconvénient. La méthode itérative permet de choisir un scénario de fin de vie en se basant sur un design détaillé mais peut prendre beaucoup de temps. Inversement, la méthode linéaire apporte un gain de temps important mais s'appuie sur un nombre limité d'informations.

Qu'il choisisse l'une ou l'autre des approches, le concepteur doit à un moment donné être capable de construire des scénarios de fin de vie et de les évaluer. Cependant, celui-ci a très rarement les capacités requises pour réaliser cette tâche complexe et délicate qui nécessite des connaissances poussées en traitement des produits hors d'usage. C'est pourquoi de nombreuses méthodes ont été créées pour l'aider à analyser les options possibles.

### **2.3.3 Les méthodes de choix de scénario de fin de vie existantes**

Il existe un grand nombre de méthodes de choix et d'évaluation de fin de vie en phase de conception avec des approches assez différentes. Certaines approches se concentrent sur le produit au complet sans entrer dans le détail des composants formant l'assemblage, tandis que d'autres nécessitent des informations très précises sur chaque composant comme leur nombre, leurs caractéristiques et leurs configurations. Ces dernières sont pour la plupart des adaptations

du *Design for Disassembly* (DfD) avec une prise en compte de nouvelles contraintes environnementales.

### **2.3.3.1 Les méthodes de *Design for Disassembly***

Ce type de méthode a beaucoup été abordé et découle directement du DfD. Les meilleurs scénarios de fin de vie sont représentés par la séquence de désassemblage optimale du produit, permettant de minimiser l'impact environnemental tout en maximisant le bénéfice économique. On désassemble une partie du produit, avec une option de fin de vie bien précise pour chaque composant. Le restant du produit qui n'aura pas été désassemblé (pour des raisons économiques en général) sera envoyé en décharge ou incinéré.

En 2001, Lee *et al.* (2001) ont développé une méthode de ce type, relativement simple, donnant dans un premier temps la fin de vie optimale pour chaque composant, puis dans un second temps, l'ordre de désassemblage à suivre et quand s'arrêter. La fin de vie des composants est choisie après l'évaluation par une fonction économique de toutes les options possibles. L'ordre de désassemblage est déterminé à partir d'un outil appelé le *MSA algorithm (Multi Service Action)*. Elle génère la séquence la moins coûteuse dans le cas où l'on voudrait désassembler totalement le produit.

Hula *et al.* (2003) et Takeuchi & Saitou (2006) utilisent des algorithmes génétiques qui prennent tous les critères en compte en même temps : les composants, leurs caractéristiques et leurs liaisons dans l'assemblage, la situation dans laquelle va s'appliquer la fin de vie (règlementations, variables de marché et d'infrastructures), les divers coûts économiques et environnementaux, etc. Toutes ces données sont implémentées dans le programme et des séquences optimales avec la fin de vie de chaque composant sont données. La méthode de Takeuchi & Saitou (2006) donne aussi une suggestion de disposition optimale des composants dans le produit en vue de la fin de vie trouvée.

Ces méthodes sont un bon moyen de construire des scénarios pertinents et de les évaluer. Cependant, elles nécessitent de s'appuyer sur une conception détaillée qui doit donc avoir déjà été réalisée.

### 2.3.3.2 Les méthodes de construction et d'évaluation de scénarios de fin de vie

Dans ce type de méthode, plusieurs scénarios de fin de vie sont construits par le concepteur lui-même et chacun de ces scénarios est évalué individuellement. La méthode AEOLOS (Kiritsis *et al.*, 2003) (*An End-of-Life of prOduct Systems*) est une approche multi-critère. Dans celle-ci, le concepteur choisit les scénarios qu'il trouve pertinent en faisant des groupements (pièce ou ensemble de pièces, fin de vie de cet ensemble). Il les évalue ensuite à l'aide de critères économiques et environnementaux. La même approche est adoptée par Mathieux *et al.* (2008). Dans leur méthode, les scénarios sont constitués par des processus élémentaires qui ne concernent plus uniquement le désassemblage, mais aussi des opérations de tri, de broyage ou de logistique. Gehin *et al.* (2007a, 2007b) laissent aussi le concepteur construire les scénarios, et proposent d'utiliser une analyse du cycle de vie simplifiée pour les évaluer. Willems *et al.* (2004) proposent une méthode où c'est un programme linéaire qui évalue les scénarios. Ils calculent le parcours le moins coûteux que peut effectuer le produit, parmi tous les parcours possibles.

Kumar *et al.* (2007) utilisent une approche originale qui consiste à comparer, pour chaque scénario de fin de vie, la valeur restante dans le produit perçue par le consommateur et la valeur réelle perçue par l'entreprise de recyclage. Cela permet de prévoir le comportement du consommateur et le scénario qui sera choisi.

Dans ces méthodes, les scénarios à évaluer doivent être construits par le concepteur. Il ne peut pour cela que s'appuyer sur ses connaissances en traitement des produits hors d'usage et son jugement personnel. Il est donc possible qu'il oublie certains scénarios qui auraient pu s'avérer pertinents.

### 2.3.3.3 Les méthodes fin de vie du produit/arbre de décision

Un scénario de fin de vie global est donné au produit, à l'aide d'un arbre de décision utilisant plusieurs critères à évaluer à partir de ce que l'on connaît déjà du futur produit (conception préliminaire). La méthode ELDA créée par Rose *et al.* (2000) utilise six caractéristiques que le concepteur doit évaluer pour pouvoir déterminer la fin de vie à partir de l'arbre proposé à la Figure 2.8 : durée de vie, durée du cycle technologique, niveau d'intégration, nombre de pièces, durée du cycle de conception, raison de reconception. Chaque branche de l'arbre se sépare en

plusieurs autres en fonction de la valeur de ces caractéristiques. En passant de branche à branche, on aboutit à une option finale de fin de vie parmi *Reuse*, *Service*, *Remanufacture*, *Recycle with disassembly* et *Recycle without disassembly*.

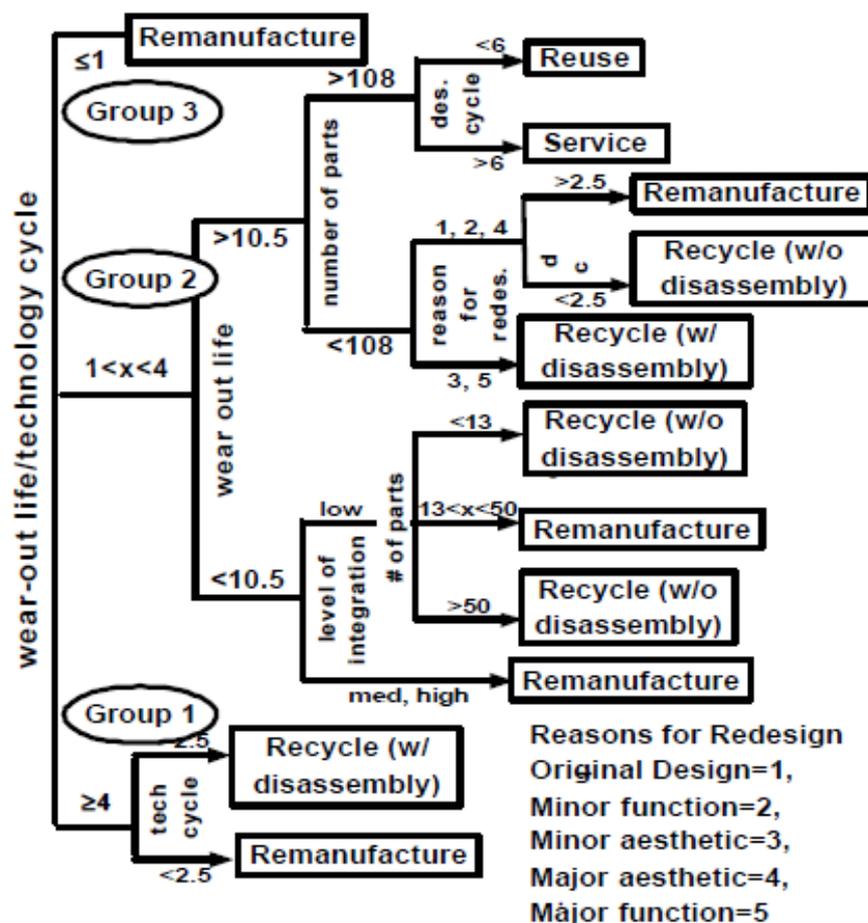


Figure 2.8 : Arbre de décision ELDA. Source (Rose, 2001) :

La méthode PEOLSP développée par Xing *et al.* (2003) est assez similaire mais utilise cette fois pour l'arbre (représenté Figure 2.9), deux indicateurs. Ils reflètent respectivement l'effet de l'obsolescence (EFFto) et l'effet de la détérioration physique (EFFpd). Ils sont calculés à partir des quatre caractéristiques: durée de vie, durée du cycle technologique, raison de reconception, niveau d'intégration. Xing a donc simplifié la méthode de Rose en choisissant de ne plus prendre

en compte la durée du cycle de conception, déjà prise en compte dans la durée de cycle technologique, ni le nombre de pièces qui n'a que peu d'influence.

WL < TC		Remanufacturing	
WL => TC	$EFF_{TO} > EFF_{PD}$	$EFF_{TO} \leq 3.0$	Reuse
		$3.0 < EFF_{TO} \leq 7.0$	Remanufacturing
		$7.0 < EFF_{TO} \leq 10.0$	Recovery
	$EFF_{TO} < EFF_{PD}$	Recovery	
	$EFF_{TO} = EFF_{PD}$	$EFF_{TO} \leq 3.0$	Reuse / Recovery
		$3.0 < EFF_{TO} \leq 7.0$	Remanufacturing / Recovery
$7.0 < EFF_{TO} \leq 10.0$		Recovery / Recovery	

Figure 2.9 : Arbre de décision PEOLSP. Source (Xing *et al.*, 2003) : (WL= durée de vie du produit, TC= durée du cycle technologique)

Kaebenic *et al.* (2002) définissent trois nouveaux paramètres : le bénéfice entraîné par le produit appelé *product gain* (PG), la valeur du produit reflétant sa performance technique et sa qualité appelée *product value* (PV) et le coût environnemental du cycle de vie du produit appelé *product life cycle cost* (PLCC).

On a :  $PG = PV - PLCC$

Avec •  $PV = MP(\text{market prize}) * PE(\text{product effectiveness})$

Le PE reflète l'âge et l'usure du produit ainsi que sa fiabilité. Pour un nouveau produit, il est de 100%

•  $PLCC = C_p(\text{product cost}) + CE(\text{environmental cost})$

PG est calculé pour les différentes options de fin de vie, et la meilleure option est donnée par l'arbre donné Figure 2.10.

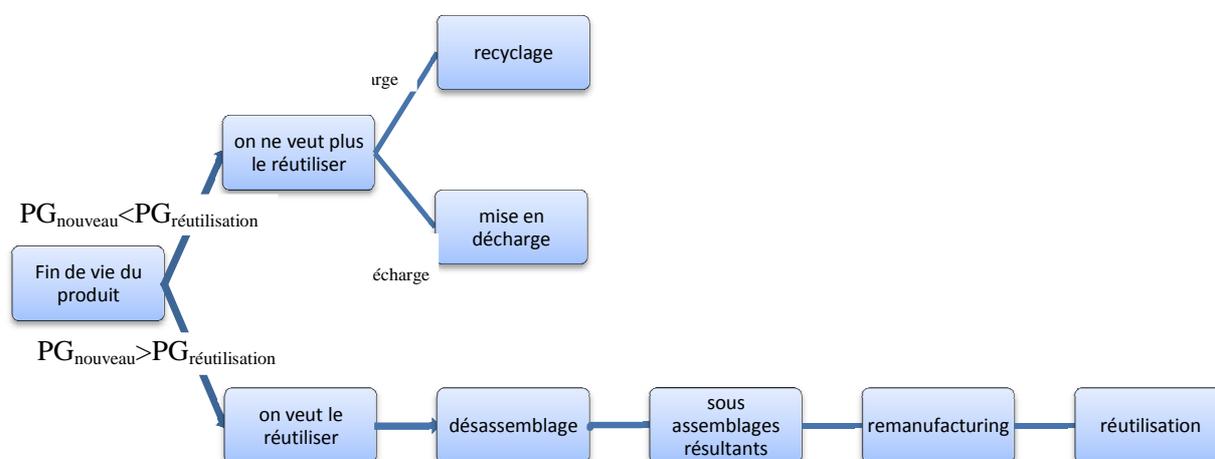


Figure 2.10 : Arbre de décision pour la méthode de Kaebnick (PG= product gain = bénéfice de la fin de vie – coûts)

Les méthodes « arbre de décision » décrites précédemment donnent de très bon résultat (grand taux de concordance entre la fin de vie donnée par la méthode et celle appliquée communément dans l'industrie). De plus, elles nécessitent peu de connaissance technique sur la récupération des produits et peu de données à implémenter. Cependant, le scénario de fin de vie résultant n'est constitué que d'une seule option pour tout le produit et non pas pour chaque sous-assemblage. Par ailleurs, un seul scénario, considéré comme le meilleur est donné, ne laissant pas place à une évaluation et donc à une négociation éventuelle.

#### 2.3.3.4 Synthèse

Ces méthodes paraissent pour la plupart complètes, car elles prennent en compte beaucoup de facteurs à la fois économiques et environnementaux, et donnent à chaque fois une idée plus ou moins détaillée des meilleurs scénarios de fin de vie que l'on puisse donner au produit que l'on conçoit. Cependant, la plupart d'entre-elles sont bien souvent inutilisables au début de la phase de conception car elles requièrent trop d'informations : le choix de la méthode va donc dépendre du moment où l'on veut l'appliquer pendant la conception. Par ailleurs, certaines méthodes qui sont utilisables en début de conception ne donnent pas des scénarios assez détaillés, ce qui est

nécessaire pour pouvoir fixer les paramètres précis de conception. D'autres donnent seulement une option de fin de vie possible pour tout le produit, et ne permettent pas de considérer et d'évaluer un panel de scénarios potentiels. Or cela laisserait plus d'amplitude de choix à l'équipe de conception pendant la phase de négociation finale, lors de la prise en compte de la stratégie générale de fin de vie imposée par l'entreprise. La liste des méthodes vues précédemment et les critiques que l'on peut en faire sont résumées dans le .

Tableau 2.1 : Résumé des méthodes d'évaluation et de choix de fin de vie en phase de conception

Source/ méthode	Méthode mathématique	Description brève de la méthode	Avantages	Inconvénients
<i>DESIGN FOR DISASSEMBLY</i>				
Lee et al.(2001)	Maximisation de fonctions <i>MSA algorithm</i>	- Fin de vie optimale pour chaque composant du produit: (celle qui maximise le bénéfice et minimise l'impact environnemental). - Détermination du niveau optimal de désassemblage (qui minimise le temps de désassemblage, ou diminue le coût au maximum, ou diminue l'impact environnemental).	- Fin de vie donnée pour chaque composant.  - Le concepteur peut choisir quel aspect maximiser (temps de désassemblage, coût ou environnement) -> flexibilité.	- <i>MSA algorithm</i> long à appliquer.  - Nécessite d'avoir effectué la conception détaillée
Hula (2003)	Algorithme génétique NSGAI	Une séquence optimale de désassemblage est donnée à partir de la description complète du produit. Tous les scénarios possibles de désassemblage sont envisagés, et des variables situationnelles décrivent le cadre d'application de ces scénarios (lois, coûts, transports). À l'aide d'un algorithme génétique, on cherche les scénarios minimisant les impacts environnementaux et maximisant le profit.	- La plupart des aspects pertinents sont pris en compte. - Le concepteur peut choisir s'il préfère privilégier le bénéfice économique ou l'environnement. - Solution détaillée au niveau du composant.	- Algorithme génétique long à résoudre - L'aspect social (tendances) et la phase d'utilisation ne sont pas du tout pris en compte - Nécessité d'avoir effectué la conception détaillée - La réutilisation n'est pas considérée comme une option de fin de vie potentielle

Tableau 2.2 : Résumé des méthodes d'évaluation et de choix de fin de vie en phase de conception (suite)

Takeushi et al. (2006)	Algorithme génétique MOGA	La méthode donne à la fois la configuration spatiale optimale des composants, permettant de faciliter le désassemblage, et la fin de vie de chacun d'entre eux. Il suffit d'implémenter dans l'algorithme la description de chacun des éléments formant le produit, et préciser lesquels doivent être rapprochés ou adjacents. La solution, en plus de faciliter le désassemblage en donnant une configuration optimale des localisateurs, assure un profit économique maximal et minimise l'impact environnemental	<ul style="list-style-type: none"> <li>- L'algorithme en plus de donner la fin de vie, donne aussi la structure du produit</li> <li>- Tous les aspects pertinents sont pris en compte</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- La structure du produit est donnée en sortie mais pas la séquence de désassemblage qui doit être déduite par le spécialiste</li> <li>- L'algorithme est très long à résoudre</li> <li>- Trop d'informations sont requises (description exacte des composants) rendant la méthode très longue et fastidieuse à appliquer</li> </ul>
EVALUATION DES SCÉNARIOS DE FIN DE VIE				
Kiritsis, Bufardi (2003) / AEOLOS	MCDA ELECTRE III	Un scénario est décrit comme un ensemble (élément i, EOL de l'élément i), un élément étant le produit au complet, un sous assemblage ou un composant. Parmi tous les scénarios possibles, le concepteur doit en sélectionner lui-même quelques-uns et noter chacun d'entre eux à l'aide d'indicateurs reflétant l'aspect économique, social et légal. Des facteurs de poids permettent de préciser l'importance accordée à chaque aspect. Le programme classe ensuite les scénarios de fin de vie du plus au moins adapté.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tous les aspects sont pris en compte: social, économique, légal</li> <li>- On peut choisir quelle importance on veut accorder à chaque aspect -&gt; flexibilité.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Le concepteur doit construire et choisir lui-même les scénarios, ce qui lui demande une expérience qu'il n'a peut-être pas.</li> <li>- Appliquer la méthode prend beaucoup de temps.</li> <li>- Cette méthode nécessite de connaître chaque élément, information non disponible en début de conception.</li> </ul>
Willems (2004)	Programme linéaire (somme de tous les coûts pour chaque parcours)	Un modèle décrit les différents parcours qu'est susceptible d'emprunter le produit, depuis le centre de collecte jusqu'à la destination en fin de vie. Dans chacun de ces parcours/scénarios sont décrits l'option de désassemblage, les coûts de traitement, de désassemblage, de transport, le bénéfice entraîné par la récupération de composants usés ou de matériaux recyclés, etc. Finalement, le parcours choisi est celui pour lequel le bénéfice est le plus important.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Programme linéaire qui prend moins de temps qu'un algorithme génétique.</li> <li>- Solution détaillée au niveau composant</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- L'environnement n'est pas du tout pris en compte</li> <li>- Trop d'informations indisponibles en phase de conception préliminaire sont nécessaires (description exacte du produit)</li> </ul>

Tableau 2.3 : Résumé des méthodes d'évaluation et de choix de fin de vie en phase de conception (suite)

Mathieux (2006) / ReSICLED	Calcul d'indicateurs	On définit des processus élémentaires de recyclage (désassemblage manuel, broyage, tri, recyclage, incinération, vente des matériaux recyclés, vente de l'énergie récupérée, logistique). En les combinant et en précisant à chaque fois les entrées (consommation) et sorties (rejets), on forme les différents scénarios de fin de vie possibles. Chaque scénario est ensuite évalué à l'aide de trois indicateurs: un indicateur de poids récupéré, un indicateur économique et un indicateur environnemental. Le meilleur scénario est celui qui maximise les trois indicateurs	<ul style="list-style-type: none"> <li>- On peut utiliser cette méthode en phase de conception préliminaire.</li> <li>- On peut repérer quels sont les processus critiques (ceux dont les impacts sont les plus importants).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les scénarios pertinents doivent être construits par le concepteur ou un expert, ce qui nécessite des connaissances spécifiques dans le domaine.</li> <li>- Certains paramètres essentiels ne sont pas pris en compte comme le cycle technologique ou la durée de vie.</li> </ul>
Kumar (2007)	Modèle Kano pour l'expression de la satisfaction du consommateur (Berger et al.)	L'option de fin de vie est choisie en fonction de la valeur restante dans le produit usagé. On compare la valeur résiduelle perçue par le consommateur et la valeur résiduelle perçue par le centre de traitement. On en déduit le comportement du consommateur (décharge, stockage ou envoi au centre de collecte) puis la destination en fin de vie ( <i>reuse, remanufacturing, recycling</i> ).	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Le comportement du consommateur est pris en compte dans le choix de fin de vie, ce qui est rarement le cas.</li> <li>- La méthode est simple et prend peu de temps à être appliquée.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- On ne connaît pas la fin de vie détaillée du produit (fin de vie de chaque module).</li> <li>- La valeur résiduelle dans le produit est calculée par un modèle plus ou moins proche de la réalité et relatif à chaque consommateur.</li> </ul>
Gehin (2007)	ACV simplifiée (SLCA), lifecycle brick, Simapro	Une ACV simplifiée (SLCA) est effectuée sur chaque composant en prenant en compte ses matériaux, sa fabrication, son assemblage, sa distribution, son utilisation, sa collecte, son désassemblage et sa fin de vie. S'il existe des composants dont la fin de vie est <i>reuse</i> , on recommence une ACV au complet, sans compter la phase matériaux et fabrication pour ces composants. S'il en existe dont la fin de vie est <i>recycle</i> , on recommence pour ceux-ci une ACV sans compter la phase matériaux. On effectue cette opération jusqu'à ce que tous les composants finissent incinérés ou en décharge. Chaque ACV est appelée "life cycle brick". Pour avoir l'impact environnemental du scénario, on divise l'impact de tous les life-cycle brick par leur nombre.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- L'impact environnemental est calculé de manière précise pour chaque composant: on peut savoir où cibler les améliorations de design.</li> <li>- Cette méthode est utilisable en phase de conception préliminaire.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lister tous les éléments nécessaires à la SLCA peut être long et fastidieux.</li> <li>- Les aspects économique et social ne sont pas pris en compte.</li> <li>- Aucune méthode n'est donnée au concepteur pour choisir quel scénario analyser: il doit construire les scénarios sans aide.</li> </ul>

Tableau 2.4 : Résumé des méthodes d'évaluation et de choix de fin de vie en phase de conception (suite)

FIN DE VIE DU PRODUIT/ ARBRE DE DÉCISION				
Rose (2000) / ELDA	Arbre de décision CART Essais empiriques Logique floue	On donne la valeur de 6 caractéristiques techniques du produit: durée de vie, cycle technologique, niveau d'intégration, nombre de pièces, durée du cycle de design, raison de reconception. Un arbre de décision nous donne alors la fin de vie la plus adaptée pour le produit.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthode utilisable en phase de conception préliminaire, dont l'efficacité a été prouvée.</li> <li>- Méthode simple et rapide, ne nécessitant pas de connaissance particulière.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pas de possibilité de choisir quelle importance donner à chaque aspect.</li> <li>- L'aspect législatif n'est pas pris en compte.</li> <li>- Une fin de vie est donnée pour le produit, mais pas pour chaque sous assemblage.</li> </ul>
Kaebert (2002)	Arbre de décision	Pour chaque fin de vie, on calcule les gains entraînés par le produit qui est le résultat monétaire des ventes du produit moins le prix de production moins le coût environnemental. Un arbre de décision nous permet ensuite de déterminer la fin de vie la plus appropriée en fonction de ces valeurs.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthode simple et intuitive.</li> <li>- L'aspect économique aussi bien que l'aspect environnemental sont pris en compte</li> <li>- Cette méthode peut s'appliquer au produit au complet ou à chaque composant.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Beaucoup de données chiffrées paraissent difficile à obtenir en phase de conception préliminaire.</li> <li>- Les lois ne sont pas prises en compte.</li> </ul>
Xing (2003)/ PEOLSP	Logique floue	L'impact de chaque fin de vie est quantifié par des indicateurs de cycle technologique, de durée de vie, de raison de reconception et de niveau d'intégration des fonctions. En fonction de leurs valeurs, un arbre de décision donne la meilleure fin de vie	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthode simple et rapide</li> <li>- Utilisable en phase de conception préliminaire.</li> <li>- La raison du choix de fin de vie est mieux comprise que dans la méthode ELDA.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Très peu de paramètres sont pris en compte, on ne prend notamment pas en compte l'aspect législatif.</li> <li>- On ne descend pas au niveau sous assemblage.</li> <li>- Pas de possibilité de choisir quelle importance donner à chaque aspect.</li> </ul>

### **2.3.4 Les conditions à satisfaire pour une méthode de choix de fin de vie optimale en phase de conception**

En analysant les méthodes existantes, nous avons pu faire la liste des avantages et inconvénients de chacune d'entre elle. Cela nous a amené à mettre en relief les éléments les plus importants que doit respecter toute méthode d'évaluation des scénarios de fin de vie en phase de conception, afin de répondre aux attentes du concepteur. Ces éléments sont donnés dans cette section.

#### **2.3.4.1 La nécessité d'un outil simple et rapide**

Aujourd'hui, les entreprises sont de plus en plus poussées à faire des produits durables pour plusieurs raisons que l'on a déjà énoncées précédemment: les réglementations, leur image, la demande du consommateur et l'augmentation du coût de la mise en décharge. Cependant d'après Luttrupp & Lagerstedt (2006), même si tout le monde veut des produits durables, encore peu sont prêts à fournir des efforts pour cela, même si les coûts restent les mêmes.

En effet le développement d'un produit est très complexe : plusieurs équipes de marketing, de conception et de production doivent respecter la demande avec des limites de temps et de coût définies. Ils doivent la plupart du temps augmenter la qualité en diminuant le prix, tout en prenant en compte de très nombreux aspects : performance, matériaux, environnement, standards, sécurité, compétitivité, ergonomie, etc. La fonctionnalité et l'économie ont les parts les plus importantes (Figure 2.11) : si le consommateur n'est pas prêt à payer pour la fonction et que l'entreprise n'est pas capable de faire du profit, il n'y aura pas de marché quelque soient les mesures environnementales qui ont été adoptées.

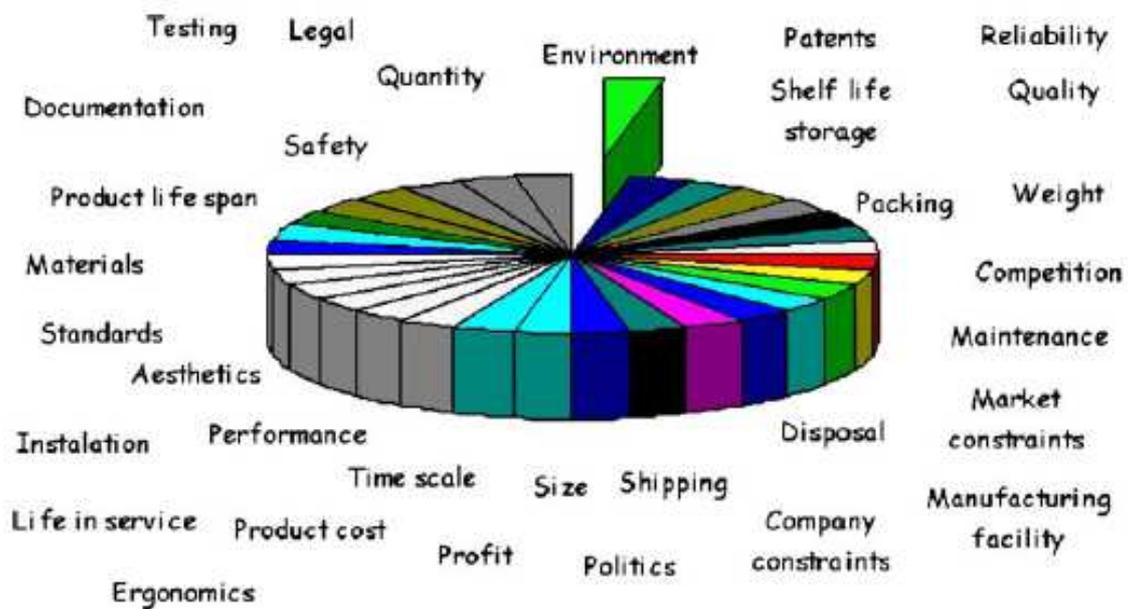


Figure 2.11 : Aspects à prendre en compte dans le processus de design. Source (Luttrupp & Lagerstedt, 2006) :

L'équipe de développement du produit doit donc pour tenir compte du facteur environnemental, avoir à disposition des outils simples et rapides. À côté de cela, les méthodes proposées d'intégration de l'environnement à la conception nécessitant de construire des scénarios de fin de vie sans apporter d'aide ou utilisant des algorithmes génétiques sont une nouvelle variable lourde à prendre en compte. Ils nécessitent pour la plupart une surcharge de travail pour le concepteur, ainsi que des connaissances très spécifiques et complexes, si bien qu'il préfère bien souvent abandonner le côté environnement pour se concentrer sur les nombreux autres aspects à traiter.

### **2.3.4.2 La nécessité d'intégrer le choix du scénario de fin de vie tôt dans le processus de conception**

Nous avons vu qu'il existe deux approches possibles pour intégrer le choix d'un scénario au processus de DfE: au début de la phase de conception, ou à la fin de celle-ci. Nous allons démontrer pourquoi il est plus simple de faire ce choix au début.

Le processus de conception en ingénierie est une combinaison d'organisation stricte et d'espace libre (créativité, intuitions) pour les concepteurs (Luttropp & Lagerstedt, 2006). Au début du processus, la connaissance du produit est faible mais le champ libre d'action est large. Au contraire, à la fin, bien que la connaissance des informations sur le produit soit large, l'espace libre est réduit car toutes les décisions importantes ont déjà été prises et les possibilités de changer la conception sont faibles. Cela est le cas même si l'on fait une reconception comme préconisé dans l'approche itérative: on ne recommence jamais tout depuis le début ce qui serait une perte de temps considérable, mais on conserve toujours une grande partie du travail déjà effectué. Ceci est illustré à la Figure 2.12. Celle-ci représente l'évolution de la connaissance des paramètres de conception, du degré de liberté de conception et de la possibilité d'amélioration de l'environnement en fonction de l'avancée de la conception.

C'est donc au début de la conception, avant que les décisions majeures ne soient prises qu'il faut prendre en compte l'environnement afin d'avoir plus de chance de bien assimiler les contraintes (Gehin *et al.*, 2008). Ceci nous amène à choisir l'approche linéaire plutôt que l'approche itérative.

Dans cette optique, il est donc impossible d'appliquer les méthodes de DfD et d'évaluation des scénarios vues précédemment. En effet, elles nécessitent une connaissance déjà très précise du produit et ne peuvent être utilisées qu'avec l'approche itérative. Il est souvent nécessaire de connaître déjà toutes les pièces, leurs nombres, leurs configurations, leur forme, etc. pour les utiliser.

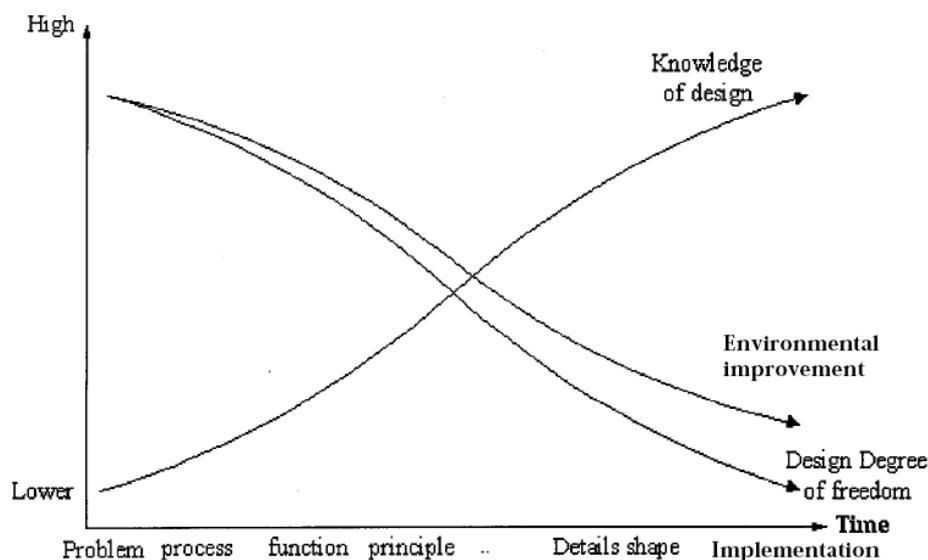


Figure 2.12: Paradoxe du design pour l'environnement. Source (Bhander *et al.*, 2003) :

### 2.3.4.3 La nécessité d'une méthode laissant place aux négociations

Comme on l'a vu précédemment dans la description du processus linéaire de choix de fin de vie, les concepteurs ne sont pas seuls à choisir un scénario de fin de vie pour le produit. Ils doivent consulter les autres membres de l'équipe, et respecter la stratégie fixée par l'entreprise. Afin qu'il soit possible de prendre en compte ces contraintes, la méthode devrait aboutir soit (i) à la proposition de plusieurs scénarios optimum (pour qu'il en existe au moins un parmi eux qui conviennent à tous les membres et qui concorde avec la stratégie), soit (ii) à la possibilité d'évaluer tous les scénarios (afin de pouvoir choisir le meilleur possible, tout en respectant l'avis de chacun et la stratégie de l'entreprise). La méthode ne devrait donc pas aboutir à l'imposition d'un choix de fin de vie par le concepteur. Elle devrait plutôt aboutir à l'apport d'arguments de négociations lors de la rencontre de l'équipe de conception et de la prise de décision collective. Dans cette optique, les méthodes ELDA et PEOLSP qui conseillent un unique scénario, sans laisser place à l'évaluation, ne sont donc pas adaptées.

### 2.3.4.4 La nécessité d'une méthode au niveau modulaire

Pour pouvoir déterminer des paramètres de conception précis pour chaque sous-assemblage, il faut choisir une option de fin de vie pour chacun d'entre eux et non pas pour l'ensemble du

produit. La méthode AEOLOS par exemple en tient compte, puisqu'un scénario de fin de vie est formé d'un ensemble de couples module/option de fin de vie. Pour comprendre l'importance de cet aspect, prenons l'exemple de ELDA qui donne au contraire une fin de vie du produit complet. Excepté pour la mise en décharge, chaque fin de vie fournie ne suffit pas :

Reuse : Le produit est réutilisé dans son ensemble. Certes cela nous indique qu'il faut choisir des matériaux durables, et réaliser un produit particulièrement fiable. Cependant, à la fin de sa deuxième ou troisième vie, quand le produit ne pourra plus être réutilisé, il faudra tout de même savoir tout d'abord si on le récupèrera. Si oui, il faut déterminer quel sera la fin de vie de chaque module. Car c'est le devenir de chaque module qui nous importe vraiment lorsque l'on réalise la conception détaillée du produit. C'est d'ailleurs ce devenir qui déterminera l'impact environnemental final de la fin de vie du produit.

Remanufacturing : le *remanufacturing* consiste à désassembler le produit pour le reconstruire ensuite, en changeant les modules défectueux et en gardant ceux qui sont encore en état. Mais une méthode globale ne nous indique pas du tout lesquels il faudra garder, lesquels il faudra changer et le devenir de ceux qui auront été remplacés. Encore une fois, c'est plutôt la fin de vie modulaire qui a un intérêt.

Recycling : Recycler un produit peut signifier le recycler en entier pour des produits simples comportant peu de pièces. Pourtant, en général, ce n'est pas faisable pour ceux qui sont plus complexes. Recycler un produit signifierait alors recycler la majorité de ses modules. Mais on ne sait pas lesquels, ni ce qu'il advient des autres. Cela nous conduit là encore à préférer une fin de vie modulaire.

Il est donc nécessaire d'avoir une méthode donnant la fin de vie pour chaque module.

#### **2.3.4.5 La nécessité d'une méthode flexible**

En fonction de chaque concepteur et de chaque entreprise, l'importance des divers aspects considérés pour choisir un scénario de fin de vie va changer. Le concepteur doit pouvoir, au besoin, contrôler l'importance qu'il veut accorder au bénéfice économique, au respect des lois ou à la performance environnementale du produit. C'est pourquoi une méthode adaptée doit rester

flexible. La plupart des méthodes vues jusqu'à maintenant n'apportent pas cette flexibilité puisque le concepteur n'est pas capable d'agir sur les paramètres qu'elles utilisent.

#### **2.3.4.6 La nécessité d'une méthode pertinente**

Les méthodes de DfD, même si elles sont inutilisables en début de conception, donnent de très bons résultats, précis et pertinents puisqu'elles s'appuient sur de nombreux paramètres : forme du produit, matériaux précis, poids et taille, prix de fabrication des modules, lois, etc. Même si l'on a choisi de se placer en phase de développement de produit et que peu d'informations sont disponibles, il faut donc tout de même s'appuyer sur tous les paramètres à disposition qui ont une influence importante sur la fin de vie du produit. En ce sens, les méthodes orientées produit utilisant des arbres de décision et nécessitant très peu de paramètres sont peut être trop simplifiées, et s'éloignent de la réalité. Dans la méthode de Xing *et al.* (2003) par exemple, il n'y a plus que quatre facteurs pris en compte : cycle technologique, durée de vie, raison de reconception et niveau d'intégration des fonctions. Cela semble peu : même au début du processus de design, on est capable de connaître plus d'éléments qui sont susceptibles d'influencer le choix de la fin de vie du produit. Par exemple, on peut connaître le cadre législatif dans lequel elle va s'appliquer, facteur qui a par évidence une grande influence. La même remarque est à faire pour la méthode ELDA.

## **2.2. Conclusion**

Comme on l'a vu, les concepteurs ont besoin d'une méthode d'évaluation de scénario de fin de vie qui soit simple, rapide, précise, applicable en début de phase de design, mais aussi la plus pertinente possible : les aspects économiques, environnementaux, législatifs et sociaux doivent tous être pris en compte. Or les méthodes existantes sont soit trop complexes, longues et inutilisables en phase de design (méthodes DfE et méthodes évaluation des scénarios), soit ne prennent pas assez de facteurs en compte (souvent les aspects économiques et législatifs sont négligés dans les méthodes orientées produit). Par conséquent, même si elles présentent de bons résultats maintenant, elles risquent de ne plus être efficaces quand le cadre législatif et les mentalités auront évoluées. Or cela est en train de se produire : en même temps qu'une prise de

conscience environnementale générale, les réglementations se font de plus en plus nombreuses et strictes quelque soit le pays ou elles s'appliquent.

D'autre part, les méthodes orientées produit donnent une fin de vie générale pour le produit, mais dans la pratique, un produit est souvent désassemblé et ses modules ont des destinées différentes : donner une fin de vie unique ne suffit plus. De plus, dans ces méthodes, un seul scénario est conseillé ce qui ne laisse pas place aux négociations parmi les membres de l'équipe de conception. Le concepteur a besoin d'arguments pour réaliser un compromis entre environnement, économie, respect des lois mais aussi stratégie imposée par l'entreprise et faisabilité des paramètres de conception induits. Par conséquent, quand un scénario ne convient pas, il faut pouvoir être capable d'en choisir un autre qui est peut-être moins idéal, mais reste néanmoins acceptable. Une bonne méthode devrait donc donner non pas la « meilleure fin de vie », mais une évaluation des différentes fins de vie possibles mettant en valeur les meilleures d'entre elles.

L'inefficacité de ces méthodes fait en sorte que les concepteurs, dans le cas où ils s'intéressent à la fin de vie de leur produit, utilisent plus leur expérience et leur instinct qu'une véritable méthode. Cela multiplie donc les erreurs et peut conduire, par exemple, à des choix non adaptés. Par exemple, à des choix d'attachement qui empêchent la récupération alors que le composant s'avérait avoir un grand potentiel de réutilisation. La fin de vie devenant une problématique de plus en plus répandue et abordée, de tels erreurs doivent donc être évitées et c'est en appliquant une méthode pertinente et rigoureuse que cela sera possible.

Dans la méthode que nous allons proposer, tous les aspects importants que nous avons précédemment décrits ont été considérés : la méthode, utilisable au début de la phase de conception, est simple à appliquer, demande peu de temps, mais reste précise et pertinente aussi bien que flexible et ouverte aux négociations éventuelles.

## CHAPITRE 3 DÉMARCHE DE LA RECHERCHE

### 3.1 Problématique et objectifs

L'objectif fondamental de cette recherche est de diminuer l'impact environnemental des produits en fin de vie en rendant possible le choix de traitements plus écologiques pour les produits hors d'usage. Cependant, cela est envisageable seulement si les entreprises y voient un avantage économique important. Or, il a été démontré que choisir une fin de vie à forte performance environnementale pouvait aller dans le même sens que réaliser un bénéfice économique significatif. Cela à condition que :

- la fin de vie soit correctement choisie par rapport aux caractéristiques techniques du produit et au cadre législatif, social et économique l'entourant;
- les paramètres de conception du produit soient adaptés à ce choix.

Dans cette optique, des méthodes ont été créées pour faire un choix correct de fin de vie en phase de conception. Elles permettent aux concepteurs de donner aux produits les caractéristiques adéquates. Néanmoins, nous avons vu que les méthodes existantes sont souvent peu utilisées, car mal adaptées au travail du concepteur. Celui-ci, outre l'environnement, a de nombreux autres aspects à traiter.

Notre proposition consiste donc à développer une nouvelle méthode permettant de construire et d'évaluer les scénarios de fin de vie possibles pour le produit. Elle devra pouvoir s'ancrer facilement dans le travail du concepteur et dans le processus général de DfE décrit dans le chapitre 2. Pour cela, nous chercherons à atteindre les objectifs suivants :

- rapidité et simplicité d'utilisation : peu d'informations seront implémentées et ne requerront pas de connaissances spécifiques dans le domaine du traitement des produits en fin de vie ;
- utilisabilité en début du processus de conception : les informations demandées resteront floues et ne nécessiteront pas d'avoir réalisé préalablement une conception détaillée ;

- pertinence : les aspects économiques, législatifs et environnementaux seront traités pour chaque option possible de fin de vie ;
- flexibilité : Le concepteur pourra agir si besoin sur l'importance accordée à chaque aspect ;
- précision : Les différentes options de fin de vie seront évaluées pour chaque module du produit ;
- aide aux négociations : la méthode laissera aux concepteurs le choix de choisir n'importe lequel des scénarios. Elle constituera seulement une base pour les négociations avec l'équipe de projet. Le choix final sera un compromis entre les résultats de l'évaluation donnés par la méthode, la faisabilité des paramètres de conception correspondants et la stratégie de fin de vie fixée par l'entreprise.

Les différentes options de fin de vie qui seront évaluées pour chaque module seront : *Reuse, Remanufacturing, Recycling with disassembly, Recycling without disassembly, Incineration with energy recovery, Disposal*.

## 3.2 Méthodologie

La méthodologie appliquée pour atteindre les objectifs énoncés précédemment est composée de 9 étapes illustrées à la Figure 2.13.

**Étape 1 :** Recherches bibliographiques et analyse de l'état de l'art dans le domaine du DfE, du traitement en fin de vie des produits, et des méthodes existantes de choix et d'évaluation de fin de vie.

**Étape 2 :** Identification des faiblesses et points forts des méthodes trouvées et détermination des objectifs de recherche.

**Étape 3 :** Choix de paramètres propres aux modules et aux produits, influençant la fin de vie et pouvant être utilisés en début de conception.

**Étape 4 :** Identification des méthodes mathématiques utilisées pour l'évaluation des fins de vie dans la littérature et choix d'une méthode multicritère

**Étape 5 :** Analyse des différentes méthodes multicritères existantes et choix de la méthode TOPSIS floue.

**Étape 6 :** Construction d'une hiérarchie des critères pris en compte pour l'évaluation. Construction d'un système d'évaluation des performances basées sur cette hiérarchie et sur les paramètres d'influence retenus

**Étape 7 :** Application de la méthode TOPSIS floue avec les données construites.

**Étape 8 :** Validation de la méthode sur divers modules et ajustement des poids de chacun des critères si besoin.

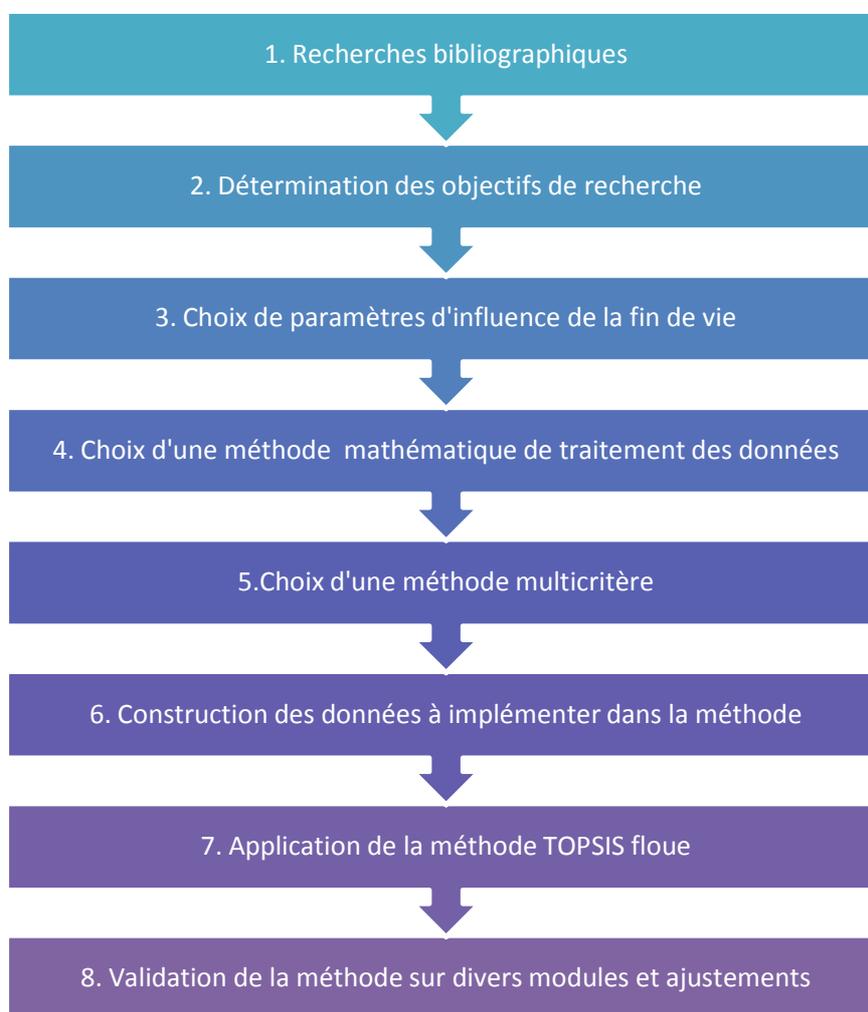


Figure 2.13 : Résumé des étapes de la méthodologie suivie

## **CHAPITRE 4 A NEW METHOD FOR EVALUATING THE BEST PRODUCT END OF LIFE SCENARIO DURING EARLY DESIGN PHASE**

Ce chapitre est un article qui a été soumis pour publication au Journal of Engineering Design le 16 février 2011.

### **4.1 Abstract**

The choice of an appropriate end-of-life (EOL) destination for discarded products is becoming an important issue for most manufactured products, given the current problems of environmental waste impact and landfill saturation. To address these issues, the design of a product must be optimized with a view to incorporating in that product an environmentally sustainable EOL scenario which respects economic and legislative constraints. The new EOL scenario evaluation method (ELSEM) that we propose in this paper takes these fundamental aspects into account, and provides a method for evaluating the various options for the EOL scenario of a product during early design phase. ELSEM provides a simple and intuitive tool for designers to help them construct arguments for the EOL decision-making process. It is built using the fuzzy TOPSIS method, a multi-criteria decision process that is highly appropriate in the uncertain and subjective environment in which the designer works during the early stages of product development. Our method is illustrated with a case study involving a vehicle door.

*Keywords:* Design for environment; Design for end-of-life; Multi-criteria analysis; Fuzzy sets; Ecodesign.

### **4.2 Introduction**

The ability to produce environmentally friendly products is becoming a fundamental concern in our society. Demographic growth, combined with an increase in product demand, has led to serious pollution issues. In particular, an extremely large amount of retired products is generated each year and can no longer be controlled: landfills are now saturated, and many of them contain hazardous materials which may damage human health as well as the environment. In response to

this concern, the EU has formulated new regulations based on the principle of Extended Producer Responsibility (Walls, 2006), which stipulates that the manufacturer is responsible for the various phases of the life cycle of their products, especially the end-of-life (EOL) phase. These regulations promote the reuse and recycling of WEEE (Waste of Electronic and Electric Equipment) and vehicles, prohibit the use of certain hazardous substances, and encourage designers to improve the design of their products with a view to resolving EOL recovery issues. This last objective has brought about the creation of new design methods called Design for EOL (DfEOL), which facilitates the disassembly of products, indicates the kinds of materials and attachments that are appropriate, and specifies the best structures for product subassemblies as a function of their predicted EOL. The first step in this method is to predict the product's best EOL scenario, and this must be done before major design decisions are made which will be difficult to modify in advanced design stages (Spath *et al.*, 1996; Tonnelier *et al.*, 2005).

Usually, companies fix their most suitable EOL strategy based on business directives and environmental targets (Brissaud & Zwolinski, 2004; Choi *et al.*, 2008). Once that decision is made, the designer must negotiate the performance and technical characteristics of the product with the rest of the design team. In order to do this, he first has to identify and evaluate the possible EOL scenarios for the product considered, that is to say, the appropriate EOL treatment for each of its elements. These scenarios generate different design situations and pose technical arguments for negotiating the detailed design stage specifications.

Unfortunately, designers usually don't have the skills required to evaluate these scenarios, as this is a task that demands advanced knowledge of the reverse supply chain and of EOL treatment. A number of methods have been developed to help the designers; however, many of them require precise and quantitative information which is not available during the product development phase, or is too complex and difficult to use without a considerable expenditure of time and money. The assessment of EOL scenarios should only be based on the small amount of information that is accessible in early design phase.

The questions then become: which of the product's characteristics should we take into account, and how can we use them to easily and rapidly evaluate the various EOL scenarios of the product at the beginning of its development?

Our study uses a multi-criteria decision approach, which provides a systematic assessment of the alternatives based on a set of criteria (Powell, 1996; Sen & Yang, 1995). This approach is highly appropriate in our case, since it allows us to consider both quantitative and qualitative assessment with a high level of flexibility (Powell, 1996), and it has often been used to address environmental and waste management issues (Chan & Tong, 2007; Chiou & Tzeng, 2002; Salminen *et al.*, 1998; Vego *et al.*, 2008). Among all the possible multi-criteria decision methods that were applicable, we considered the most commonly used among them: WSM (Weighted Sum Model), WPM (Weighted Product Model) (Triantaphyllou, 2000; Triantaphyllou *et al.*, 1998), AHP (Analytic Hierarchy Process) (Saaty, 1990; Zahedi, 1986), ELECTRE (ELimination Et Choix Traduisant la REalité) (Hokkanen & Salminen, 1997), and TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution) (Lai *et al.*, 1994). WSM and WPM are simple and intuitive, but they are rarely used because of their invariant scale property (Zanakis *et al.*, 1998). AHP and ELECTRE are based on pairwise comparison of criteria, and, given our context, it would be too time consuming to apply such processes to choosing the best EOL alternative. Moreover, ELECTRE doesn't give a global preference for the alternatives, but only a partial ranking. The TOPSIS method, which has been applied very often to environmental and waste management issues (Cheng *et al.*, 2002, 2003; Gumus, 2009), has many advantages: (i) it is logical and follows the rational nature of the human's selection process; (ii) for each alternative, it takes into account the distance to the best, as well as to the worst alternative; and (iii) it is simple to implement and can be easily programmed (Shih *et al.*, 2007). For these reasons, we selected TOPSIS for our multi-criteria EOL evaluation.

As the characteristics of the module are not precisely determined in the early design stage, we decided to apply TOPSIS using fuzzy set theory, which has been shown to be widely applicable to formulating decision problems where the information available is subjective or imprecise (Herrera & Herrera-Viedma, 2000; Yeh *et al.*, 2000).

We present our new EOL evaluation method in sections 4 and 5, followed by an application of the method on various vehicle parts in sections 6 and 7. But first, we describe existing methods in section 3, and explain why they fail as efficient and easy-to-use tools for the designer.

### 4.3 Theoretical background

DfEOL is part of a new design approach called “design for environment” (DfE). It endeavors to improve a company’s global environmental performance by reducing the impact generated by each stage of the product life cycle, without compromising other important aspects, such as quality, functionality, and cost (Pigosso, et al., 2010).

The DfE method developed by Lee *et al.* (2007), is an iterative method, where the first design is made respecting DfEOL general guidelines and taking into account the various regulations that may apply. The choice of the EOL scenario comes at the end of this process. If the choice respects the company’s environmental objectives, the design is validated. Otherwise, a redesign must be considered. This approach facilitates EOL prediction, since the decision can be based on a concrete first design, but it may result in a considerable waste of time and energy.

Among the methods that require such detailed information, many are improvements in the design for disassembly (DfD), since they simply incorporate environmental constraints into the disassembly process: every disassembly operation leads to the removal of one component from the product with a given EOL. Based on this principle, Lee *et al.* (2001) developed a method consisting of two steps: determination of the EOL of each of the components, considering the possible economic benefits of every EOL option, and the generation of a disassembly sequence based on the MSA (Multiple Sequence Alignment) algorithm. Hula *et al.* (2003) and Takeuchi & Saitou (2006) used genetic algorithms to identify an optimal disassembly sequence considering factors such as component characteristics, their links in the product, EOL regulations, market and infrastructure variables, costs, and environmental impacts. Takeuchi’s methodology also gives an optimal product structure to maximize the recovery value. By taking into account many factors to determine product EOL, these methods give precise and relevant results, but they appear to be too time-consuming and require too much information to be used during early design stage.

Other methods involve selecting a set of possible EOL scenarios and choosing the best ones, like the AEOLoS (An EOL of Product Systems) model, which uses a multi-criteria decision strategy (Kiritsis *et al.*, 2003). Each scenario consists of a set of couples (product element, EOL of this element) ordered chronologically by disassembly operation order. The EOL option of each

element, leading to the construction of an initial set of feasible scenarios are evaluated and chosen by the designer on the basis of his own judgment, as well as technological, market, and legislative constraints. A set of criteria which takes into account environmental, social, and economic aspects is then used to evaluate each remaining scenario and select the best one. Mathieux *et al.* (2008) proposed a similar approach with his method: the designer must construct himself EOL scenarios, defined not only by the disassembly process, but also by sorting, crushing, and logistics operations. The method then provides a recoverability assessment of the chosen scenarios, using three indicators (Weight recovery, Economic recoverability and environmental recoverability). The best scenario is the one which maximizes these three indicators. Gehin *et al.* (2007a, 2007b) principally considered the environmental aspects, by assessing scenarios using an SLCA (Social Life Cycle Assessment). They created the life cycle bricks model to enable the differentiation of scenarios by adding or removing certain life cycle stages. Willem *et al.* (2004) applied a linear algorithm to calculate the least costly path the product could take. Finally, Kumar *et al.* (2007) developed an original approach to compare EOL scenarios, by arriving at the remaining value of the discarded product as perceived by the consumer as well as by the recycling company. Even though these methods have proved to be efficient, they are clearly too time-consuming, and require expertise in recovery processes which the designer will rarely have. Constructing scenarios and choosing an initial set is a difficult and subjective task that the designer is not capable of performing if he wants to take into account all the other important aspects of the design. Moreover, most of these methods would need to be applied after the end of the detailed design phase, and must then be used with a DfE method similar to the one proposed by Lee *et al.* (2007), which, as we have seen, requires too much time and effort.

Another way to organize the DfEOL process is to choose the product EOL before embarking on the first detailed design. Brezet and Helmél's DfE guide (Brezet & Hemel, 1998) uses this approach, which avoids the multiple redesign loops produced by Lee *et al.*'s DfE method. The procedure described in this guide includes: (i) definition of the ecodesign strategy, including constraints on production, distribution and use impacts; (ii) selection of the best EOL based on

this strategy; and (iii) guidelines and requirements for designing the product in accordance with this choice.

With Brezet and Helmel's DfE process, little information is available to evaluate the product EOL, since the evaluation has to be made at the very beginning of the design process. The characteristics implemented in the method should therefore be chosen carefully, in order to respect its applicability and relevance. In her ELDA (End-of-Life Design Advisor) method, Rose *et al.* (2001, 1998, 2000) used six technical characteristics: wear-out life, technology cycle, level of integration, number of parts, design cycle, and reason for redesign. Based on many case analyses, they then applied the CART (Classification And Regression Trees) algorithm and obtained a final decision tree. Xing *et al.* (2003) noted that some of these characteristics were redundant, and so simplified ELDA, creating the PEOLSP (Product End-Of-Life Strategy Planning) method. They used only 4 characteristics (wear-out life, technology cycle, level of integration, and reason for redesign) and quantified the effect of physical deterioration and that of technological obsolescence. These two indicators result in a final EOL evaluation.

These latter methods are the best we've found for the purposes of this paper, since they can be used during the early design phase, and they are quick and require little effort. However, they are simplified to the point that certain key aspects, like regulations and economic benefit, are overlooked. Moreover, they give a single EOL for the entire product, whereas, in reality, when a worn-out product is disassembled, the various elements resulting from the disassembly sequence are given different EOLs. It is this precise EOL scenario the designer has to find to be able to determine the detailed design specifications. In responding to this problem, Rose (2001) specifies that her method can be used for a subassembly, as well as for the entire product. However, considering the EOL of an element inside a product requires more information than considering the entire product's EOL, like its attachments or its location within the product structure, so much so that the same method cannot be used for both cases.

In our method, the EOL is evaluated at the beginning of the design phase, and is implemented on the product subassemblies instead of the entire product.

#### **4.4 Overview of a new EOL scenario evaluation method (ELSEM)**

ELSEM is a new tool for end-of-life scenario assessment during the early design phase of the product development process. The goal of this method is to help the designer with examining the suitability of the various EOL treatments, and make it possible to: (i) identify the applicable EOL scenarios, given the environmental policy and business objectives of the company; (ii) find the suitable design options corresponding to the chosen scenario, and negotiate the technical characteristics of the product with the rest of the design team; (iii) in certain cases, negotiate the EOL strategy chosen by the company with company headquarters if it seems unrealistic. All these features make ELSEM a valuable tool for assisting with EOL decision making.

At the beginning of the design stage, the main functional components, their relationships, and their materials and weights are estimated (Brissaud & Zwolinski, 2004), based on the available functional requirements (Prudhomme *et al.*, 2003) and on the product under redesign or other similar products. Each of these components, which the designer is already able to identify, is called a “module” in the rest of this paper.

To assess the various scenarios, the designer has to evaluate:

- the materials making up the product, including their recovery rate and the energy recovery rate of the entire product imposed by the applicable regulations;
- a set of 13 technical characteristics for each individual module.

This evaluation is made using linguistic terms that are intuitively easy to use, since they allow the assessment of imprecise and subjective information. The burden of quantifying characteristics that are not precisely determined during the conceptual design phase is then eliminated (Herrera & Herrera-Viedma, 2000; Yeh *et al.*, 2000).

Once this implementation has been carried out, ELSEM gives a ranking of each EOL option (Reuse, Remanufacturing, Recycling with disassembly, Recycling without disassembly, Incineration, Disposal) for each module. The designer can then select the most suitable EOL scenarios based on this information, the product structure, and the targets and EOL strategy fixed by the company.

ELSEM uses a fuzzy, multi-criteria decision method, called fuzzy TOPSIS, which organizes the decision problem into a hierarchy made up of a set of criteria and sub-criteria which take into account the economic, regulatory, and environmental aspects of the recovery of discarded products. Depending on the preferences of the designer and the company's objectives, the relative importance of these aspects can be adjusted.

ELSEM is thus a useful instrument that guides and facilitates the negotiation between the members of the design team relative to environmental concerns and increases the awareness of designers regarding product EOL issues.

## **4.5 Evaluating the EOL of a product's modules at the early design stage**

ELSEM evaluates six EOL options for each module, using a multi-criteria decision approach. To construct the set of criteria, we determine the fundamental aspects of a product's recovery. The performances of the EOLs according to these criteria are based on certain technical characteristics of the module. These parameters are chosen according to their influence on the product EOL and their availability during the early design phase.

### **4.5.1 Definitions**

The various EOLs that we chose to implement in our method are defined below, in order of preference in terms of environmental performance:

- $A_1$ : Reuse (RU): The module is reused without performing any repair or renovation operation other than cleaning. It can be reused for the same initial application, or for another, secondary application. For instance, following the disposal of a car, its engine can be recovered and cleaned to be resold and installed in a new car. Using a tire for embankment construction would be another example of reuse.
- $A_2$ : Remanufacturing (RM): A significant number of modules of the same type is disassembled at a recycling center. Depending on their condition, parts are then either disposed of or sorted, cleaned, and repaired. Using these refurbished parts and new ones,

new modules are built and sold as “remanufactured products”. During the remanufacturing process, it is possible to improve module performance by upgrading the original parts.

- A<sub>3</sub>: Recycling with disassembly (Rwd): Materials are separated before being recycled. This process allows the reuse of a material for its original application, since there is no mixing of materials of the same type, but which are slightly different, as is the case for recycling without disassembly.
- A<sub>4</sub>: Recycling without disassembly (Rwod): The module is shredded or compacted without any previous disassembly operation, and the different kinds of materials are then recovered: materials containing iron are separated magnetically and others are separated with methods like wind sifting, vibration methods, hydro-cyclone separation, flotation techniques etc. Following the recycling process, materials of significant economic value are sold. Choosing which parts should be recycled depends largely on the material’s current market value. However, there are certain precious and semi-precious materials that have a higher economic value and a high probability of being recycled.
- A<sub>5</sub>: Incineration with energy recovery (IER): The module is incinerated using an energy recovery method and flue gas purification. This option is selected for modules containing materials with a high calorific value, generally plastics.
- A<sub>6</sub>: Disposal (Disp): The module is sent to a landfill as solid waste. Most of the time, this scenario is not desirable from an environmental point of view. However, it is the most commonly applied EOL option.

#### **4.5.2 Construction of the multi-criteria problem hierarchy**

The multi-criteria decision method requires the choice of relevant criteria that will constitute the principal aspects of a product that a company usually considers when making a decision, such as selecting the best EOL for a product. We consider four of them (Navin Chandra, 1994; Rao & Padmanabhan, 2010): environmental performance (which is linked to the image the company wants the consumer to see); income generated from sales; treatment cost; and compliance with regulations. Each of these criteria is decomposed into sub-criteria, some of which are

decomposed into sub-sub-criteria. To choose among them, we looked at the literature on the reverse supply chain process (Brezet & Hemel, 1998; Hammond *et al.*, 1998; Johnson & Wang, 1998; Knemeyer *et al.*, 2002; Srivastava, 2007; Thierry *et al.*, 1995) and we respected the five principal properties isolated by Keeney (Keeney & Gregory, 2005) (completeness, operational ability, decomposability, non redundancy, and minimum size), in order to take into account all the relevant impacts of the proposed options. Finally, the alternatives (that is to say, the EOL options) are evaluated on the basis of the set of sub-sub-criteria each of them affects. Proceeding in this way, we finally arrive at the hierarchical structure of the decision problem.

This multi-criteria decision problem can be illustrated by a hierarchical diagram, as shown in Figure 4.1, which represents five levels: the principal objective, the 4 criteria used to reach it ( $C_j$ ) and their relative weights ( $w_j$ ), the 11 sub-criteria composing each of the criteria ( $C_{jk}$ ) and their relative weights ( $w_{jk}$ ), the 15 sub-sub-criteria composing each of the sub-criteria ( $C_{jkl}$ ) and their relative weights ( $w_{jkl}$ ), and the 6 alternatives ( $A_i$ ) that we want to evaluate according to each of the sub-sub-criteria. The 4 criteria and their corresponding sub-criteria and sub-sub-criteria are each represented by a distinct color.

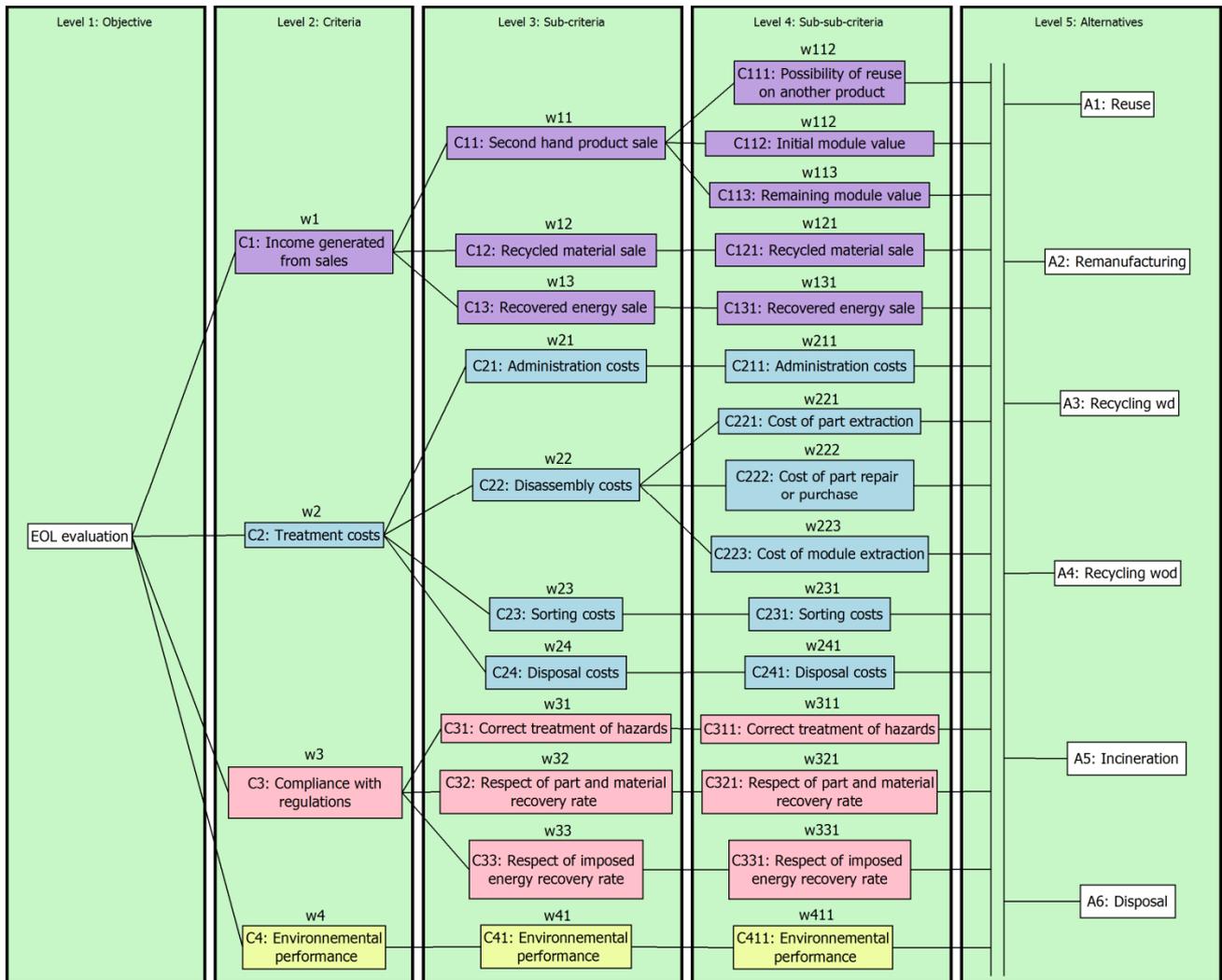


Figure 4.1: Problem hierarchy with five levels: objective, criteria, sub-criteria, sub-sub-criteria, and alternatives

### 4.5.3 Influence parameters

The criteria hierarchy described above is used to assess every EOL option. However, this assessment will differ depending on the characteristics of the module under consideration or on the EOL regulations that may apply to the product under development. For instance, the assessment of the sorting cost for the Rwod depends on the quantity of materials within the module. Moreover, the cost of part repair for REM and Rwd depends on the EOL condition of the module. The quantity of material or the EOL condition are called “influence parameters” and

are used to calculate the performances of REM, Rwd and Rwod. This example shows that the influence parameters allow differentiating the modules studied and that each of them is relevant for evaluating only certain EOL options.

It is precisely these parameters that the designer will have to implement in the ELSEM to obtain the final results.

Based on the research conducted by Brezet & Hemel (1998), Parlikad *et al.* (2003), Rose *et al.* (1998), Sy & Mascle (2009) and Xing *et al.* (2003) and our own experience, we arrived at a set of 15 final parameters that influence the EOL decision, and are relevant for the purposes of our method. To take this decision, we respected two conditions:

- The number of parameters has to be minimal, in order for the method to be simple to use and quick;
- The selected parameters must be available, or at least available for evaluation, during the early design phase.

The final 15 influence parameters take the majority of product recovery aspects into account. The other features, like the manufacturer's intentions and other situational variables, the country where the product will be sold and labor and energy costs, for example, are not directly represented among the 15 parameters, but they are considered within the choice of weights of influence for each criterion, as we will see in greater detail below.

Moreover, we can see that the collection possibilities don't appear either. This is because they should not be considered in the same way as the others: envisaging whether or not the product will be taken back after reaching its EOL is a question the designer should answer before beginning the EOL selection process, and even before deciding whether or not to apply a DfEOL method. If there is no existing take-back system, and if it is unrealistic to put in place an inverse supply chain, it is unnecessary to use our method, since the product will wind up in a landfill or be incinerated anyway. Evaluating the possibility of creating a take-back system then becomes a full-fledged problem that we chose to not consider.

In fact, what we did when creating the method was to consider putting in place an inverse supply chain for the product studied, which made all EOL scenarios conceivable.

The final 15 parameters selected are described below:

- *P<sub>1</sub>. Adaptability:* the capability of assembling the EOL module on a product other than the one for which it was initially intended. If the module is still up to date following the EOL of its initial product (which is usually the case for components with high-standard specifications), it will then be possible to find another product to which it can be adapted.
- *P<sub>2</sub>. Durability:* linked to the module's residual value after it is first used, and defined as the ratio between the module's wear-out life and the product's useful life, which has to be as high as possible, so that the module can still be functional after the product's EOL and be reused.
- *P<sub>3</sub>. Module market value:* the selling price of the product, immediately following its manufacture. Generally, the higher the module market value, the more developed the second market, but the greater the remanufacturing cost.
- *P<sub>4</sub>. EOL condition:* the state of the module at the EOL of the product. This reveals how clean it is, its esthetic state, and its level of functionality (number of parts still functioning). The EOL condition is associated with the module's reliability and the circumstances in which it was used during its lifetime, and indicates the possibilities for reuse and the potential remanufacturing costs.
- *P<sub>5</sub>. Quantity of high-value materials:* which can be resold at a high price after their recovery. Materials with a very high value, like gold, palladium, and silver, are considered as precious materials. Modules made with one or more of these are usually recycled with disassembly (Rwd). Other materials that can easily be resold are special metallic alloys (e.g. copper, aeronautic aluminum, iron), some plastics (e.g. PEE, PC, PM, ABS), and glass.
- *P<sub>6</sub>. Calorific capacity:* depends on the calorific capacity of the materials of which the module is composed. When the value is high, it is preferable to incinerate the module, rather than dispose of it in a landfill, because this will permit the recovery of a substantial amount of energy. Metals don't produce any recoverable energy, whereas plastics can

provide up to 40 MJ/kg. Generally, when calorific capacity is higher than 8 MJ/kg, the option of incineration is preferred over landfill disposal.

- *P<sub>7</sub>. Difficulty with the module's disassembly:* takes into account the overall access to the module, as well as the number and type of attachments that have to be dismantled in order to dissociate them from the product. This is directly related to the module's disassembly cost.
- *P<sub>8</sub>. Level of integration:* linked to the number of functions realized by the module's parts and subassemblies, and represents their complexity. The higher the number of functions performed by each part or subassembly of the module, the greater the level of integration will be. This characteristic is useful when determining the remanufacturing costs. So, if a subassembly performs many functions, it is complex and its cost is significant. As a result, if only a single function is deficient, repairing it will be preferable to replacing it. Yet, this option will still be much more costly than replacing a simple subassembly, which would only have performed the function in question.
- *P<sub>9</sub>. Quantity of parts:* defined as the indissociable elements of the product that perform one or more functions, except the connection function. Generally, the quantity of parts is an indication of the module's disassembly cost, and is thus related to the cost of remanufacturing and recycling with disassembly.
- *P<sub>10</sub>. Difficulty of dismantling part attachments:* refers to the cost of dismantling the connectors that link the various parts of the module. This parameter is involved in the module's part disassembly cost, which has to be taken into account if remanufacturing or recycling with disassembly is chosen as the module's EOL option.
- *P<sub>11</sub>. Amount of different materials:* A module with few materials can be easily recycled, since its treatment will require less separation effort. In addition, there is an important benefit: with an appropriate separation method, a significant amount of a particular material will be recovered and potentially resold.
- *P<sub>12</sub>. Amount of hazardous materials:* According to the Institute of Hazardous Material Management (Institute of Hazardous Materials Management), "A hazardous material is

any item or agent (biological, chemical, physical) which has the potential to cause harm to humans, animals, or the environment, either by itself or through interaction with other factors.” Hazards are governed by laws and regulations which differ from one country to another. For instance, in Europe, the requirements that apply to hazardous waste and its definition (based on a list) are described by directive 91/689/EEC, created in 1991. Generally, regulations stipulate that hazardous modules must be disassembled and treated separately.

- *P<sub>13</sub>. Imposed rate of material and part recovery:* In several countries, regulations determine the required rate of material and part recovery for some products, and cover the recycling, reuse, and remanufacturing of products. Generally, they concern categories of products manufactured in large quantities and generating a significant amount of waste, like household appliances, vehicles, and telecommunications equipment. When the rate is high, as many modules and materials as possible in the product have to be considered. This then influences the choice of EOL scenario for each of them, and will favor the recycling, reuse, and remanufacturing scenarios.
- *P<sub>14</sub>. Imposed energy recovery rate:* commonly associated with material and part recovery. This only concerns incineration with an energy recovery option.
- *P<sub>15</sub>. Module weight:* influences recycling and incineration, since it greatly impacts the quantity of high-value materials and recovered energy.

These 15 influence parameters are evaluated by the designer using a set of 5 possible linguistic variables. These allow the qualitative, imprecise, and subjective information to be ranked in a comprehensive and intuitive way, which is essential during the early design phase. The fuzzy ranking of each parameter  $P_n$  is denoted  $N_n$ .

$N_n$  ( $n=1, \dots, 14$ ) can take the following linguistic values: very poor (VP), poor (P), fair (F), good (G), and very good (VG), represented by triangular membership functions distributed over the interval  $[0, 10]$ , as illustrated in Figure 4.2.

$N_{15}$  can take the following linguistic values: very low (VL), low (L), moderate (M), high (H), and very high (VH), represented by triangular membership functions distributed over the interval  $[0, 1]$ , as illustrated in Figure 4.2.

We can then express each of these linguistic terms as a triangular fuzzy number  $(a, b, c)$ , where  $a$ ,  $b$ , and  $c$  represent the three remarkable values of the function (for example, Poor= $(0, 2.5, 5)$ ).

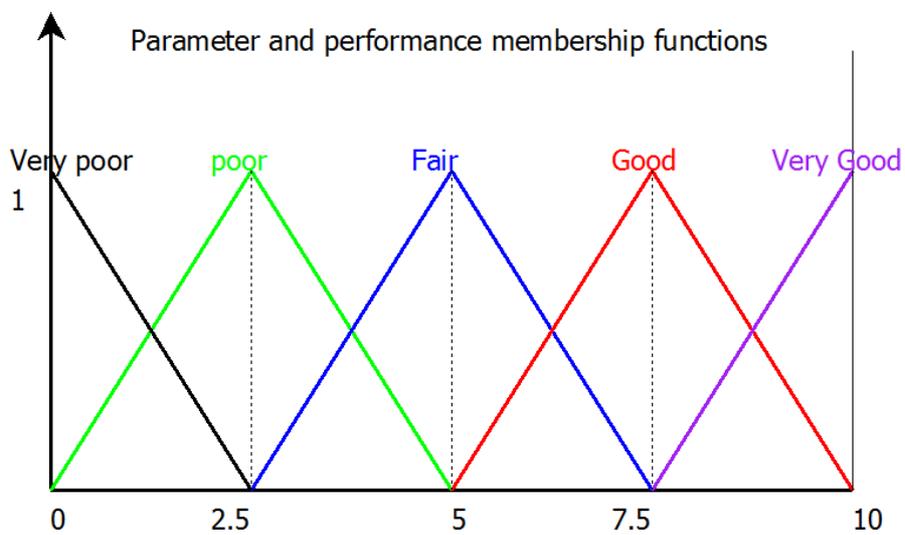


Figure 4.2 : Membership functions of EOL performances and influence parameters, apart from the module's weight

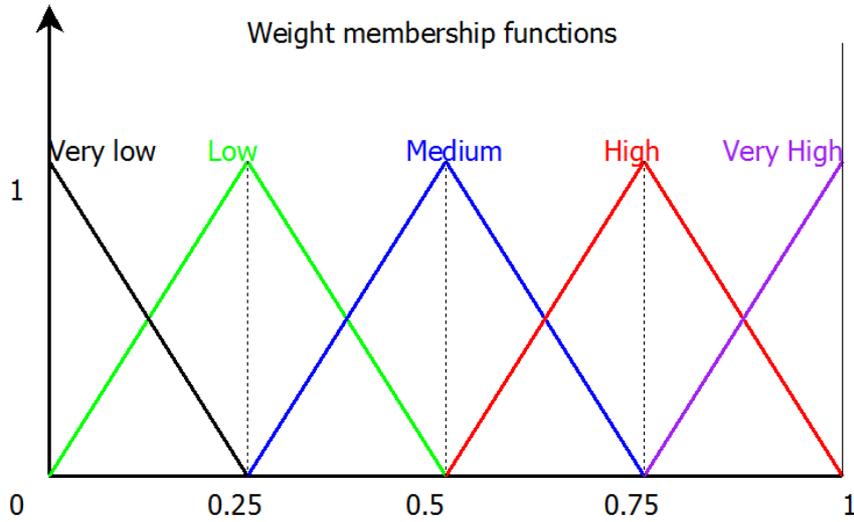


Figure 4.3 : Weight membership functions

#### 4.5.4 The Fuzzy TOPSIS approach

- *Problem formulation*

Our problem consists of choosing among a set of six EOL alternatives  $A_i$  ( $i = 1, 2, \dots, 6$ ). These alternatives are evaluated by a set of 4 criteria  $C_j$  ( $i = 1, 2, \dots, 4$ ), which we will consider to be independent of each other. Every criterion  $C_j$  can be broken down into  $p_j$  sub-criteria  $C_{jk}$  ( $k = 1, 2, \dots, p_j$ ). Certain sub-criteria are broken down again, into  $q_{jk}$  sub-sub-criteria  $C_{jkl}$  ( $l = 1, 2, \dots, q_{jk}$ ).

The decision matrix for the four principal criteria used to evaluate the six alternatives is designated as  $[x_{ij}]_{6 \times 4}$ , where  $x_{ij}$  represents the fuzzy performance of the EOL  $A_i$  with respect to the criterion  $C_j$ .

- As  $p_j$  sub-criteria  $C_{jk}$  are used for the criterion  $C_j$ , we can define a sub-criteria decision matrix denoted as  $Y_{C_j} = [y_{ik}]_{6 \times p_j}$ , where  $y_{ik}$  represents the fuzzy performance of the EOL  $A_i$  with respect to the sub-criterion  $C_{jk}$ .

- As  $q_{jk}$  sub-sub-criteria  $C_{jkl}$  are used for the sub-criterion  $C_{jk}$ , we can define a sub-sub-criteria decision matrix denoted as  $Z_{C_{jk}} = [z_{il}]_{6 \times q_{jk}}$ , where  $z_{il}$  represents the fuzzy performance of the EOL  $A_i$  with respect to the sub-sub-criterion  $C_{jkl}$ .

The weights of criteria, sub-criteria, and sub-sub criteria are given by the following weighting vectors respectively:

$$W = (w_1, w_2, \dots, w_4)$$

$$W_j = (w_{j1}, w_{j2}, \dots, w_{jp_j})$$

$$W_{jk} = (w_{jk1}, w_{jk2}, \dots, w_{jkq_{jk}})$$

As seen above, the influence parameters  $P_n$  ( $n=1, \dots, 14$ ) are assessed using triangular fuzzy numbers defined on the interval  $[0, 10]$ . Since the performances of each EOL option according to the set of criteria, sub-criteria, and sub-sub-criteria will be evaluated on the basis of this assessment, the numbers  $x_{ij}$ ,  $y_{ik}$ , and  $z_{il}$  are triangular fuzzy numbers defined on  $[0, 10]$  as well.

Moreover, the various weights are also evaluated by triangular fuzzy numbers, according to the same ranking system used for  $N_{15}$  (triangle membership functions of the values that the weights can take are distributed over the interval  $[0, 1]$  and are illustrated in Figure 4.3.

The various steps of the problem are summarized in Figure 4.4.

- *Evaluation of each EOL for each sub-sub-criterion on the basis of parameter evaluation*

The Table 4.1 shows the fuzzy performances of the 6 EOL options according to the 15 sub-sub-criteria. Each line corresponds to one sub-sub-criterion and each column corresponds to one EOL option. Moreover, the table is divided into 4 sections which allow classifying the sub-sub-criteria under the 4 principal criteria. Certain performances are variables since they depend on the characteristics of the module under consideration. This is why certain values of  $z_{il}$  are calculated using the  $N_i$  values. For instance, the performance of alternative  $A_2$  (Remanufacturing) with respect to sub-sub-criterion  $C_{112}$  (Initial module value) is equal to value  $N_3$  (of parameter  $P_3$ : Module market value). The other performances are fixed since they are independent of the

module under consideration. For example, the performance of the alternative  $A_5$  (Incineration) with respect to sub-sub-criterion  $C_{211}$  is equal to VP (Very poor, represented by the triangular number  $(0, 0, 2.5)$ ) regardless the module studied.

The weighting vectors of the sub-criteria and sub-sub-criteria in Table 4.2 (vectors  $W_j$  and  $W_{jk}$ ) have been chosen based on the literature review on the reverse supply chain process (Brezet & Hemel, 1998; Hammond *et al.*, 1998; Johnson & Wang, 1998; Knemeyer *et al.*, 2002; Srivastava, 2007; Thierry *et al.*, 1995), and on the assumption that the recovery process takes place in a developed country in Europe, where the regulations impose quite restrictive rules, the labor cost is high but many resources are available, and the concern for the environment is growing quickly. If the situation proves to be different, ELSEM allows these weights to change. Some weights depend directly on the module's weight  $P_{15}$ , as, for instance, the income generated from the sale of the recycled materials or the cost of disposal. These weights are then equal to  $N_{15}$ . The weighting vectors that are singletons are not represented in Table 4.2, since we only consider the relative weights of the elements contained in each of the vectors.

The weights of the criteria (vector  $W$ ) are fixed by the designer before the EOL process begins. To evaluate them, he must use his own judgment, as well as take into account the company's intentions and priorities.

Table 4.1 : Performances of the various EOL alternatives, according to each sub-sub-criterion

Income generated from sales (C <sub>1</sub> )	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>	A <sub>4</sub>	A <sub>5</sub>	A <sub>6</sub>
Possibility of reuse on another product (C <sub>111</sub> )	N <sub>1</sub>	N <sub>1</sub>	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)
Initial module value (C <sub>112</sub> )	N <sub>3</sub>	N <sub>3</sub>	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)
Remaining module value (C <sub>113</sub> )	$\frac{VG}{VG-VP} \sqrt{(N_4 - VP)(N_2 - VP)}$	G	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)
Recycled material sale (C <sub>121</sub> )	(0,0,0)	(0,0,0)	N <sub>5</sub>	$N_5 * \frac{F}{VG}$	(0,0,0)	(0,0,0)
Recovered energy sale (C <sub>131</sub> )	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	N <sub>6</sub>	(0,0,0)
Treatment costs (C <sub>2</sub> )	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>	A <sub>4</sub>	A <sub>5</sub>	A <sub>6</sub>
Administration costs (C <sub>211</sub> )	VG	VG	F	P	VP	(0,0,0)
Costs of part extraction (C <sub>223</sub> )	(0,0,0)	$\frac{N_8 + N_9 + N_{10}}{3}$	$\frac{N_8 + N_{11} + N_{10}}{3}$	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)
Cost of module extraction (C <sub>221</sub> )	N <sub>7</sub>	N <sub>7</sub>	N <sub>7</sub>	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)
Costs of part repair and/or purchase (C <sub>222</sub> )	(0,0,0)	N <sub>4</sub> <sup>-1</sup> *	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)
Sorting costs (C <sub>231</sub> )	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)**	N <sub>11</sub>	(0,0,0)	(0,0,0)
Disposal costs (C <sub>241</sub> )	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,2,5,5)
Compliance with regulations (C <sub>3</sub> )	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>	A <sub>4</sub>	A <sub>5</sub>	A <sub>6</sub>
Correct treatment of hazards C <sub>311</sub>	G	G	G	G	N <sub>12</sub> <sup>-1</sup>	N <sub>12</sub> <sup>-1</sup>
Respect of part and material recovery rate C <sub>321</sub>	N <sub>13</sub>	N <sub>13</sub>	N <sub>13</sub>	N <sub>13</sub>	(0,0,0)	(0,0,0)
Respect of energy recovery rate C <sub>331</sub>	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	N <sub>14</sub>	(0,0,0)
Environmental performance (C <sub>4</sub> )	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>	A <sub>4</sub>	A <sub>5</sub>	A <sub>6</sub>
Environmental performance (C <sub>411</sub> )	VG	G	F	P	$\frac{N_{12}^{-1} \times N_{15}^{-1}}{P} \times \frac{1}{VG^2}$	$\frac{N_{12}^{-1}}{N_{15}^{-1}} \times \frac{1}{VP} \times \frac{1}{VG^2}$

\* The notation N<sub>n</sub><sup>-1</sup> means that the higher the assessment of the parameter, the lower its performance. If N<sub>n</sub>=VG, then N<sub>n</sub><sup>-1</sup>=VP; if N<sub>n</sub>=G, then N<sub>n</sub><sup>-1</sup>=P; if N<sub>n</sub>=F, then N<sub>n</sub><sup>-1</sup>=F...

\*\* We consider that, for Rwd, sorting is included in the disassembly process.

Table 4.2: Remarkable weighting vectors of the criteria and sub-criteria

Weighting vectors	Fuzzy criteria weights
$W_1$	(VH, $N_{15}$ , $N_{15}$ )
$W_{11}$	(H, L, VH)
$W_2$	(H, VH, VL, $N_{15}$ )
$W_{22}$	(M, L, VH)
$W_3$	(H, $N_{15}$ , $N_{15}$ )

- *Construction of the decision matrices*

If the sub-criterion  $C_{jk}$  is broken down into  $q_{jk}$  sub-sub-criteria, the decision vector  $(y_{1k}, y_{2k}, \dots, y_{6k})$  used to evaluate the six EOL options according to the sub-criterion  $C_{jk}$  is given by:

$$\begin{pmatrix} y_{1k} \\ y_{2k} \\ \dots \\ y_{6k} \end{pmatrix} = \frac{Z_{C_{jk}} W_{jk}^T}{\sum_{l=1}^{q_{jk}} w_{jkl}} \quad (1)$$

We thus obtain the sub-criteria decision matrix  $Y_{C_j}$ .

If the criterion  $C_j$  is broken down into  $p_j$  sub-criteria, the decision vector  $(x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{6j})$  used to evaluate the six EOL options according to the criterion  $C_j$  is given by:

$$\begin{pmatrix} x_{1j} \\ x_{2j} \\ \dots \\ x_{6j} \end{pmatrix} = \frac{Y_{C_j} W_j^T}{\sum_{k=1}^{p_j} w_{jk}} \quad (2)$$

We thus obtain the criteria decision matrix  $X$ . This matrix has to be normalized, so that the scales of the various criteria are comparable. For this purpose, we decided to use the linear scale transformation, as described in [42]. The normalized matrix is denoted  $R = [r_{ij}]_{6 \times 4}$ , with  $r_{ij}$  defined as follows:

$$\text{If } x_{ij} = (a_{ij}, b_{ij}, c_{ij}) \text{ then } r_{ij} = \left( \frac{a_{ij}}{c_j^*}, \frac{b_{ij}}{c_j^*}, \frac{c_{ij}}{c_j^*} \right) \quad (3)$$

with  $c_j^* = \max_i c_{ij}$

Finally, in order to take into account the importance of each criterion, we define the weighted decision matrix:

$$V = [v_{ij}]_{6 \times 4} = [r_{ij}w_{ij}]_{6 \times 4} \quad (4)$$

- *Distance of each EOL option from the best and worst alternative*

The principle of TOPSIS is to consider the 6 alternatives evaluated according to the 4 criteria as 6 points in a 4-dimensional space. An alternative becomes more attractive as it moves towards the best solution and away from the worst solution [26].

The best and worst alternatives are given by [43]:

$$A^+ = (v_1^+, v_2^+, v_3^+, v_4^+) \quad A^- = \{v_1^-, v_2^-, v_3^-, v_4^-\}$$

and

$$\text{with } v_j^+ = \begin{cases} (\max v_{ij} \text{ if } j \in B), \\ (\min v_{ij} \text{ if } j \in C) \end{cases} \quad \text{with } v_j^- = \begin{cases} (\min v_{ij} \text{ if } j \in B), \\ (\max v_{ij} \text{ if } j \in C) \end{cases} \quad (5)$$

B is the set of criteria for which the EOL alternatives in agreement with it are given a good performance rating (income generated from sales, compliance with regulations, environmental performance). C is the set of criteria for which the EOL alternatives in agreement with it are given a poor performance rating (treatment cost). The best alternative (respectively worst alternative) is the combination of the best performances (respectively worst performances) calculated for each of the four principal criteria. For instance, the best performance for the criterion "income generated from sales" corresponds to the performance of the EOL which rewards the largest income. On the other hand, the best performance for the criterion "treatment cost" is the one of the cheapest EOL.

The distances of each alternative  $A_i$  from the best and worst solutions are expressed respectively by:

$$D^+_i = \sum_{j=1}^{j=4} d(v_{ij}, v_j^+) \quad \text{and} \quad D^-_i = \sum_{j=1}^{j=4} d(v_{ij}, v_j^-) \quad (6)$$

To calculate the distance between two fuzzy numbers, we used the vertex method [44], because of its efficiency and simplicity. According to this method, the distance between two fuzzy numbers  $\alpha=(a_1, b_1, c_1)$  and  $\beta=(a_2, b_2, c_2)$  is:

$$d(\alpha, \beta) = \sqrt{\frac{1}{3} [(a_1 - a_2)^2 + (b_1 - b_2)^2 + (c_1 - c_2)^2]}$$

- *Evaluation of each alternative with the proximity coefficient*

This coefficient, which quantifies the proximity of each EOL alternative from the best and the worst solution, is defined as:

$$CC_i = \frac{D^-_i}{D^*_i + D^-_i} \tag{7}$$

Finally, the best alternative is the one with the higher proximity coefficient.

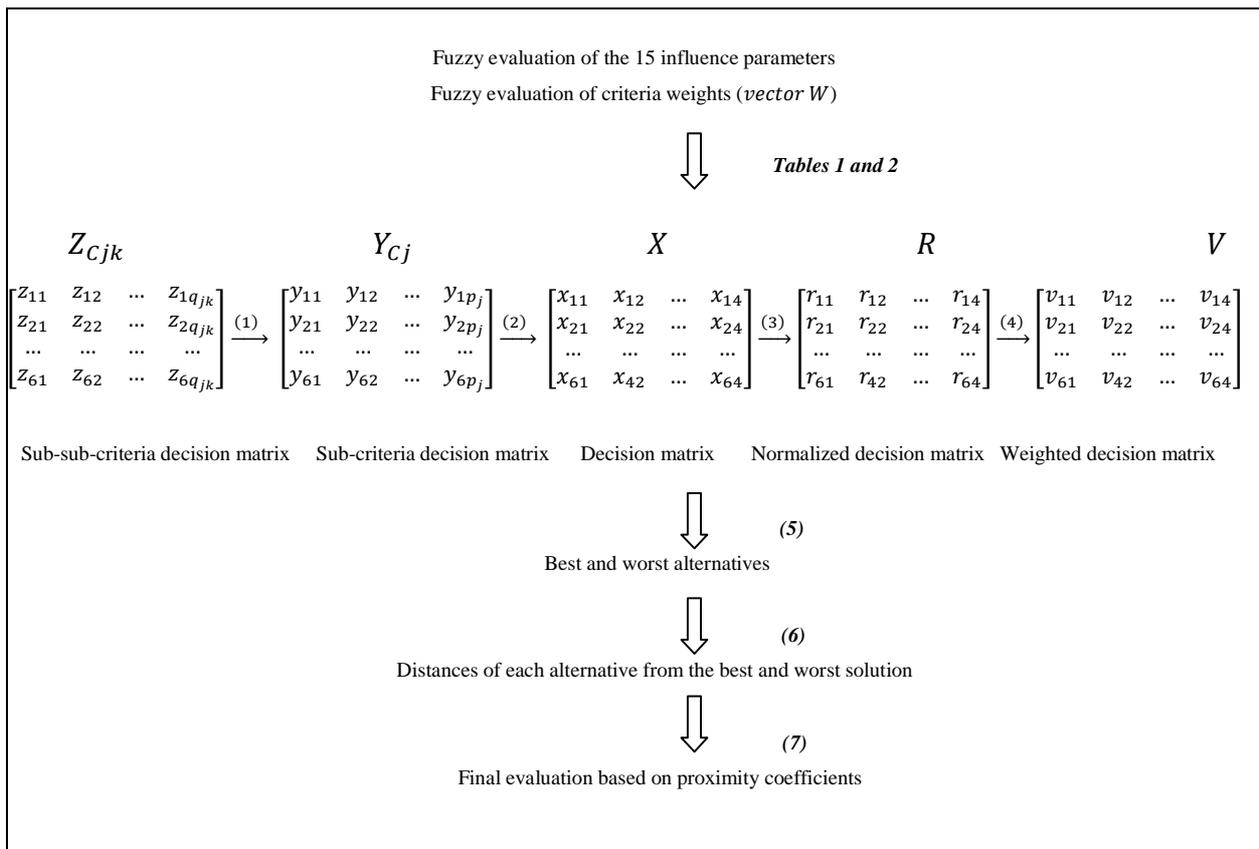


Figure 4.4 : Summary of ELSEM steps

## 4.6 Case study

To illustrate the use of ELSEM, we carried out a case study on a vehicle door (Figure 4.5). We chose to treat a vehicle part, since the EOL treatment of vehicles has become an important issue in the past decade, following the creation of the European ELV (End-of-Life Vehicle) directive in 2000 (Ferrao & Amaral, 2006). We based our assessment of the various parameters described in Table 4.3 on the analysis of car doors in the literature (Fixson, 1999; Service technique de Peugeot, 2001).



Figure 4.5 : Vehicle door case study

Table 4.3 : Assessment of the various sub-criteria for the car door

Parameter P <sub>n</sub>	N <sub>n</sub>	Explanation
Adaptability	F	A car door goes out of fashion at the same time as the entire car, since it contributes greatly to the esthetics of the vehicle. However, the useful life of the car is generally shorter than its technology cycle, and so there is a potential market for reused doors.
Durability	VG	The wear-out life of the module studied is much longer than its useful life – a car is never discarded because of the failure of one of its doors, which is generally a highly reliable component.
Module value	F	The economic benefit generated by the resale of a used car door is not great, but it is not insignificant either.
Module EOL condition	G	At the car's EOL, the door is usually in good condition and often just has to be repainted. During its lifetime, it is not exposed to soiling like other modules, such as the clutch or engine.
High-value materials	F	A door car is made of plastic, steel, and aluminum. These materials can be easily resold after recycling for a moderate price, but not as high a price as precious materials like silver or gold.
Calorific capacity	P	Most of the module is made of steel, the calorific capacity of which is nil.
Difficulty of module disassembly	VP	A car door is very accessible, and disassembling it doesn't require the disassembly of other modules. There are only a few connectors to remove, and this operation is quite simple.
Level of integration	G	Each subassembly of the car door performs a unique function, and it is possible to disassemble them individually.
Quantity of parts	F	While there are many parts in a car door, their number is moderate compared to that of other car modules, like the engine or gear box.
Difficulty of part attachment dismantling	G	A car door contains many little parts and fasteners which make up its different subassemblies, like the power mirror switch, the locking mechanism, the power window switch, etc. It is time-consuming to remove the many small clips and screws they contain.
Quantity of different materials	G	The number of materials making up the module (3) is small, compared to the variety of materials that compose other modules.
Quantity of hazardous materials	F	A car door does not contain enough hazardous materials to make it compulsory to recycle or unsafe to incinerate them.
Imposed recycling rate	F	In Europe, this rate is defined by the ELV (End-of-Life Vehicle) directive. Since 2006, the recovery rate of materials and parts must be at least 80%. This number will climb to 95% in 2015.
Imposed reuse rate	VP	According to the ELV directive, the energy recovery rate must be at least 5%, and this number will climb to 10% in 2015.
Module weight	F	The weight of the car door is considered fair when compared with that of other modules.

To apply the method, we first calculated the 11 sub-sub-criteria matrices using the previous assessment of the 14 parameters and the various formulas described in Table 4.1. Based on these matrices and the values of the weighting vectors  $W_{11}$  and  $W_{22}$  (Table 4.2), we obtained the 4 sub-criteria decision matrices. They show the performances of the 6 alternatives, according to the 11 sub-criteria, and are given by:

$$Y_{C1} = \begin{vmatrix} (4.7, 6.8, 8.5) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (4.0, 6.2, 8.5) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (2.5, 5.0, 7.5) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (0.8, 2.5, 5.8) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \end{vmatrix}$$

$$Y_{C2} = \begin{vmatrix} (7.5, 7.5, 10.0) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (7.5, 7.5, 10.0) & (3.1, 4.2, 0.8) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (2.5, 5.0, 7.5) & (3.7, 4.3, 5.3) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (2.5, 5.0, 7.5) & (0.0, 0.0, 0.0) & (5.0, 7.5, 10.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) & (2.5, 5.0, 7.5) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) & (2.5, 5.0, 7.5) \end{vmatrix}$$

$$Y_{C3} = \begin{vmatrix} (5.0, 7.0, 10.0) & (2.5, 5.0, 7.5) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (5.0, 7.0, 10.0) & (2.5, 5.0, 7.5) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (5.0, 7.0, 10.0) & (2.5, 5.0, 7.5) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (5.0, 7.0, 10.0) & (2.5, 5.0, 7.5) & (0.0, 0.0, 0.0) \\ (2.5, 5.0, 7.5) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 2.5) \\ (2.5, 5.0, 7.5) & (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.0, 0.0) \end{vmatrix}$$

$$Y_{C4} = \begin{vmatrix} (7.5, 10.0, 10.0) \\ (5.0, 7.0, 9.0) \\ (2.5, 5.0, 7.5) \\ (5.0, 7.5, 10.0) \\ (0.6, 2.5, 5.6) \\ (0.6, 2.5, 5.6) \end{vmatrix}$$

The next step of the process consisted of constructing the decision matrix  $X$ , each column of which is the average of one of the sub-criteria decision matrices, weighted by the corresponding weighting vector  $W_1$ ,  $W_2$ ,  $W_3$ , or  $W_4$  (Table 4.2):

$$X = \begin{pmatrix} (2.8, 3.4, 3.4) & (3.0, 3.0, 3.9) & (3.1, 4.4, 6.3) & (7.5, 10.0, 10.0) \\ (2.4, 3.1, 3.4) & (4.9, 4.9, 5.8) & (3.1, 4.4, 6.3) & (5.0, 7.0, 9.0) \\ (0.5, 1.3, 2.3) & (3.3, 4.0, 4.6) & (3.1, 4.4, 6.3) & (2.5, 5.0, 7.5) \\ (0.2, 0.6, 1.7) & (1.0, 1.9, 3.6) & (3.1, 4.4, 6.3) & (5.0, 7.5, 10.0) \\ (0.0, 0.6, 1.5) & (0.0, 0.6, 2.3) & (1.3, 2.1, 3.8) & (0.6, 2.5, 5.6) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.6, 1.4) & (1.3, 2.1, 3.0) & (0.6, 2.5, 5.6) \end{pmatrix}$$

The matrices R and V are easily achieved by respectively normalizing and weighting the previous matrix X (the weighting vector of the various criteria is assumed to be  $W = (VH, VH, L, VL)$ ).

Their values are:

$$R = \begin{pmatrix} (0.8, 1.0, 1.0) & (0.5, 0.5, 0.7) & (0.5, 0.7, 1.0) & (0.8, 1.0, 1.0) \\ (0.7, 0.9, 1.0) & (0.8, 0.8, 1.0) & (0.5, 0.7, 1.0) & (0.5, 0.7, 0.9) \\ (0.1, 0.4, 0.7) & (0.6, 0.7, 0.8) & (0.5, 0.7, 1.0) & (0.3, 0.5, 0.8) \\ (0.0, 0.2, 0.5) & (0.2, 0.3, 0.6) & (0.5, 0.7, 1.0) & (0.5, 0.8, 1.0) \\ (0.0, 0.2, 0.4) & (0.0, 0.1, 0.4) & (0.2, 0.3, 0.6) & (0.1, 0.3, 0.6) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.1, 0.2) & (0.2, 0.3, 0.5) & (0.1, 0.3, 0.6) \end{pmatrix}$$

$$V = \begin{pmatrix} (0.6, 1.0, 1.0) & (0.4, 0.5, 0.7) & (0.0, 0.2, 0.5) & (0.0, 0.0, 0.3) \\ (0.5, 0.9, 1.0) & (0.6, 0.8, 1.0) & (0.0, 0.2, 0.5) & (0.0, 0.0, 0.2) \\ (0.1, 0.4, 0.7) & (0.4, 0.7, 0.8) & (0.0, 0.2, 0.5) & (0.0, 0.0, 0.2) \\ (0.0, 0.2, 0.5) & (0.1, 0.3, 0.6) & (0.0, 0.2, 0.5) & (0.0, 0.0, 0.3) \\ (0.0, 0.2, 0.4) & (0.0, 0.1, 0.4) & (0.0, 0.1, 0.3) & (0.0, 0.0, 0.1) \\ (0.0, 0.0, 0.0) & (0.0, 0.1, 0.2) & (0.0, 0.1, 0.2) & (0.0, 0.0, 0.1) \end{pmatrix}$$

The best and worst alternatives (colored in the above matrix) are then deduced from the matrix V:

$$A^+ = \{(0.6, 1.0, 1.0), (0.0, 0.1, 0.2), (0.0, 0.2, 0.5), (0.0, 0.0, 0.3)\}$$

$$A^- = \{(0.0, 0.0, 0.0), (0.6, 0.8, 1.0), (0.0, 0.1, 0.2), (0.0, 0.0, 0.1)\}$$

By calculating the distances of each EOL alternative from  $A^+$  and  $A^-$ , for each of the criteria and for the entire set of criteria, we can finally calculate the  $CC_i$  for each criterion, shown in Figure 4.6, and the final  $CC_i$ , presented in Figure 4.7.

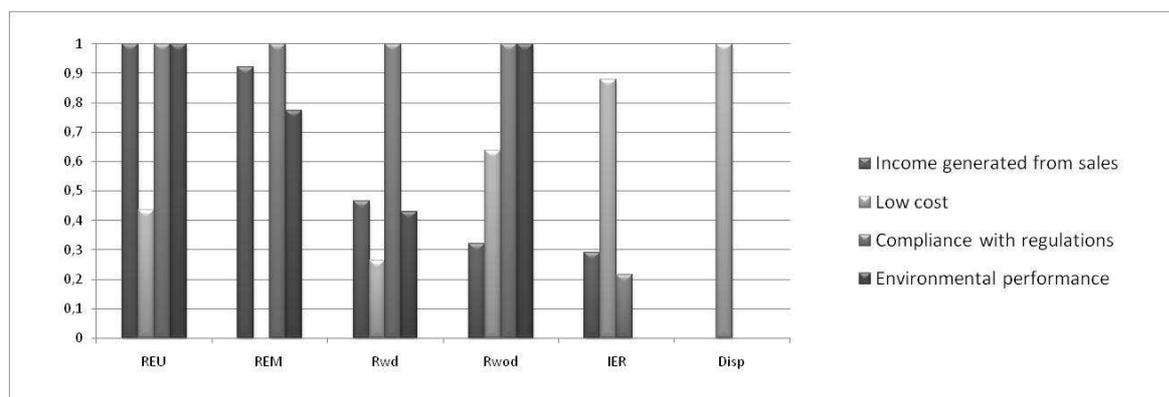


Figure 4.6 : Proximity coefficients by criterion for the car door

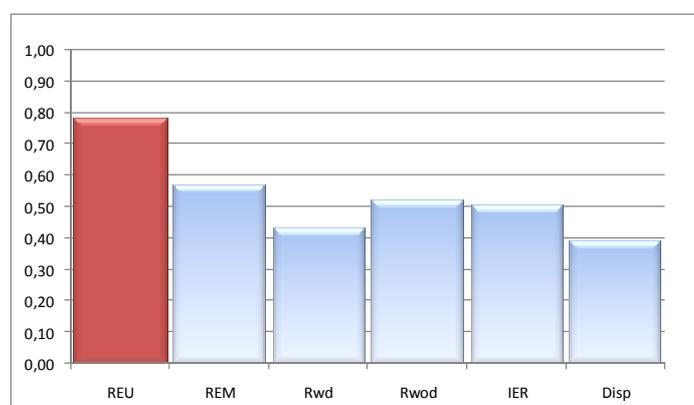


Figure 4.7: Final proximity coefficients for the car door

Figure 4.7 shows that the reuse performance is better than that of other EOL criteria, with a proximity coefficient of 0.78. A result that we can easily understand looking at Figure 4.6 is the following: the income generated by the sale of used car doors has a CC equal to 1, a fact which can be explained by the fair adaptability and module value, and particularly by its durability, which is very good. Moreover, it is the best alternative in terms of compliance with regulations and environmental performance as well, since they have a CC of 1. Finally, the cost is moderate, and much lower than the Remanufacturing cost.

Remanufacturing and Rwod come after Reuse, with their CCs equal to 0.57 and 0.52 respectively, owing to the significant income generated by remanufactured car doors and the

number of different materials in this module, enabling rapid sorting after shredding and thus a low treatment cost for Rwd.

Finally, Rwd, Incineration, and Disposal are not advised, because they generate little income and a low level of compliance with regulations. Moreover, the environmental performance for both Incineration and Disposal is poor.

## 4.7 Validation of the ELSEM on other car modules

In order to check the validity of the method, we applied it on another six car modules: clutch, exhaust pipe, tire, battery, side mirror, and engine. Table 4.4 represents the final  $CC_i$  values for each of these and compares the best EOL according to ELSEM with that commonly applied in the industry. These results show agreement between the results given by our method and the industry practices for 5 modules out of 6.

Table 4.4 : Proximity coefficients for various modules and comparison between the advice based on ELSEM and industry practices

	RU	RM	Rwd	Rwod	Inc	Disp	Best EOL given by ELSEM	EOL frequently applied in the industry
Clutch	0.60	0.61	0.57	0.60	0.44	0.38	Remanufacturing	Remanufacturing
Exhaust pipe	0.54	0.56	0.75	0.71	0.44	0.38	Rwd	Rwd
Tire	0.57	0.60	0.44	0.53	0.69	0.39	Incineration	Incineration
Battery	0.60	0.61	0.45	0.56	0.49	0.39	Remanufacturing	Rwd
Side mirror	0.54	0.59	0.58	0.59	0.45	0.40	Rwod	Rwod
Engine	0.58	0.60	0.39	0.55	0.45	0.39	Remanufacturing	Remanufacturing

## 4.8 Conclusion and future work

Consideration of EOL treatment when products are designed has been proven to allow the selection of more environmentally friendly EOL options and possibly generate economic benefit. This paper introduces ELSEM, which is a method designed to evaluate these options at the design stage. It is simple to use and quick, since the required information is easy to determine and assess with the help of linguistic variables. However, it is also flexible, because the designer can choose the weights he wants to give to each important aspect of the EOL choice, which permits consideration of the company's economic and environmental intentions. Moreover, ELSEM does not require any particular knowledge of the recovery process on the part of the designer, and it can be implemented at the very beginning of the design phase. ELSEM is thus more suitable than the DfEOL method, in which a precise EOL must be selected before the beginning of the detailed design stage, and it has a critical advantage over existing EOL evaluation methods, which require very precise product information that is only available at the end of the design phase. Finally, every module of the product is evaluated individually, which is a more realistic approach than that of other methods, which only provide a unique EOL option for the entire product.

We summarize below the steps that the designer has to follow to use ELSEM:

- evaluation of the recovery rate and energy recovery rate ( $N_{13}$  and  $N_{14}$ ) imposed for the materials and parts making up the entire product;
- selection of the criteria weights based on the company's intentions and other situational variables;
- adjustment of sub-criteria and sub-sub-criteria weights, if required;
- assessment, for each module, of the other 13 parameters, based on the requested product's specifications, and on the old product's characteristics in a case of redesign;
- interpretation of results.

More than just helping designers evaluate each EOL scenario, ELSEM guides them in the decision-making process alongside the design team. With the help of this method, the

negotiations will result in a final EOL selection for each module, as well as a determination of detailed technical characteristics for a future product with greater eco-efficiency.

What is left to be achieved are the following objectives: (i) apply this method to other products to complete its validation; and (ii) create a program to be used by designers directly, in order to implement the required information and obtain the desired results easily and intuitively.

## 4.9 References

- Brezet, H., & Hemel, C. V. (1998). *EcoDesign: A promising approach to sustainable production and consumption*. Université norvégienne de sciences et de technologie. Consulté le 15 mai 2010, tiré de <http://www.ivt.ntnu.no/ipm/und/fag/TMM4145/ecodesign/theory/step2/step2.htm>.
- Brissaud, D., & Zwolinski, P. (2004). End-of-Life-Based Negotiation Throughout the Design Process. *Manufacturing Technology*, 53(1), 155-158.
- Chan, J., & Tong, T. (2007). Multi-criteria material selections and end-of-life product strategy: Grey relational analysis approach. *Materials & Design*, 28(5), 1539-1546.
- Chen, C. (2000). Extensions of the TOPSIS for group decision-making under fuzzy environment. *Fuzzy sets and systems*, 114(1), 1-9.
- Cheng, S., Chan, C., & Huang, G. (2002). Using multiple criteria decision analysis for supporting decisions of solid waste management. *Journal of Environmental Science and Health*, 37(6), 975-990.
- Cheng, S., Chan, C., & Huang, G. (2003). An integrated multi-criteria decision analysis and inexact mixed integer linear programming approach for solid waste management. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 16(5-6), 543-554.
- Chiou, H., & Tzeng, G. (2002). Fuzzy multiple-criteria decision-making approach for industrial green engineering. *Environmental Management*, 30(6), 816-830.

- Choi, J., Nies, L., & Ramani, K. (2008). A framework for the integration of environmental and business aspects toward sustainable product development. *Journal of Engineering Design*, 19(5), 431-446.
- Dong, W., & Shah, H. (1987). Vertex method for computing functions of fuzzy variables. *Fuzzy sets and systems*, 24(1), 65-78.
- 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.
- Fixson, S. (1999). *Economic Assessment of Different Car Door Design Strategies: Investigation of Magnesium's Competitive Position*. MIT materials systems laboratory. Consulté le 26 juin 2010, tiré de [http://msl1.mit.edu/msl/meeting\\_04161999/fixson\\_bw.pdf](http://msl1.mit.edu/msl/meeting_04161999/fixson_bw.pdf).
- Gehin, A., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2007a). Evaluer les strategies de fin de vie par l'analyse du cycle de vie. In *Les systèmes de production: applications interdisciplinaires et mutations* (pp. 279-291). Hermes science.
- Gehin, A., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2007b). Towards the use of LCA during the early phase to define EOL Scenarios. *CIR conference on life cycle engineering, Tokyo*.
- Gumus, A. (2009). Evaluation of hazardous waste transportation firms by using a two step fuzzy-AHP and TOPSIS methodology. *Expert Systems with Applications*, 36(2), 4067-4074.
- Hammond, R., Amezquita, T., & Bras, B. (1998). Issues in the automotive parts remanufacturing industry: a discussion of results from surveys performed among remanufacturers. *Engineering Design and Automation*, 4, 27-46.
- Herrera, F., & Herrera-Viedma, E. (2000). Linguistic decision analysis: steps for solving decision problems under linguistic information. *Fuzzy Sets and systems*, 115(1), 67-82.
- Hokkanen, J., & Salminen, P. (1997). Choosing a solid waste management system using multicriteria decision analysis. *European Journal of Operational Research*, 98(1), 19-36.
- Hula, A., Jalali, K., Hamza, K., Skerlos, S. J., & Saitou, K. (2003). Multi-Criteria Decision-Making for Optimization of Product Disassembly under Multiple Situations. *Environmental Science and Technology*, 37, 5303-5313.

Institute of Hazardous Materials Management. *What are hazardous materials?* Consulté le 3 décembre 2010, tiré de

[http://www.ihmm.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=61&Itemid=79](http://www.ihmm.org/index.php?option=com_content&view=article&id=61&Itemid=79).

Johnson, M., & Wang, M. (1998). Economical evaluation of disassembly operations for recycling, remanufacturing and reuse. *International Journal of Production Research*, 36(12), 3227-3252.

Keeney, R., & Gregory, R. (2005). Selecting attributes to measure the achievement of objectives. *Operations Research*, 53(1), 1-11.

King, A., Burgess, S., Ijomah, W., & McMahon, C. (2004). Design for end-of-life: Repair, recondition, remanufacture or recycle? *2004 ASME Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference*, 28 septembre-2 octobre 2004, Salt Lake City, UT, USA (Vol. 3, pp. 745-754). American Society of Mechanical Engineers.

Kiritsis, D., Bufardi, A., & Xirouchakis, P. (2003). Multi-criteria decision aid for product end of life options selection. *2003 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment*, 19-22 mai 2003, Piscataway, NJ, USA (pp. 48-53). IEEE.

Knemeyer, A., Ponzurick, T., & Logar, C. (2002). A qualitative examination of factors affecting reverse logistics systems for end-of-life computers. *International Journal of Physical Distribution & Logistics Management*, 32(6), 455-479.

Kumar, V., Shirodkar, P., Camelio, J., & Sutherland, W. (2007). Value flow characterization during product lifecycle to assist in product decision. *International Journal of Production Research*, 45, 4555-4572.

Lai, Y., Liu, T., & Hwang, C. (1994). Topsis for MODM. *European Journal of Operational Research*, 76(3), 486-500.

Lee, H. M., Gay, R., Lu, W. F., & Song, B. (2007). The framework of information sharing in end-of-life for sustainable product development. *INDIN'06 2006 IEEE International Conference on Industrial Informatics*, 16-18 août 2006, Singapore (pp. 73-78). Institute of Electric and Electronic Engineering Computer Society.

- Lee, S. G., Lye, S. W., & Khoo, M. K. (2001). A multi-objective methodology for evaluating product end-of-life options and disassembly. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 18(2), 148-156.
- 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, 227-298.
- Navin Chandra, D. (1994). The recovery problem in product design. *Journal of Engineering design*, 5, 65-86.
- Önüt, S., & Soner, S. (2008). Transshipment site selection using the AHP and TOPSIS approaches under fuzzy environment. *Waste Management*, 28(9), 1552-1559.
- Parlikad, A. K., McFarlane, D. C., Fleisch, E., & Gross, S. (2003). *The Role of Product Identity in End-of-Life Decision Making* (CAM-AUTOID-WH017). Cambridge, UK: Auto-ID Centre. Consulté le 25 mai, 2010, tiré de <http://www.autoidlabs.org/uploads/media/CAM-AUTOID-WH017.pdf>
- Pigosso, D. C. A., Zanette, E. T., Filho, A. G., Ometto, A. R., & Rozenfeld, H. (2010). Ecodesign methods focused on remanufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 18(1), 21-31.
- Powell, J. (1996). The evaluation of waste management options. *Waste management & research*, 14(6), 515.
- Prudhomme, G., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2003). Integrating into the design process the needs of those involved in the product life-cycle. *Journal of Engineering Design*, 14(3), 333-353.
- Rao, R., & Padmanabhan, K. (2010). Selection of best product end-of-life scenario using digraph and matrix methods. *Journal of Engineering Design*, 21(4), 455-472.
- Rose, C. M. (2001). *Design for environment: A method for formulating product end-of-life strategies* (Ph.D.) . Consulté le 15 mars 2010, tiré de Proquest Dissertations and Theses. (UMI No. 3000092).

- Rose, C. M., Ishii, K., & Masui, K. (1998). How product characteristics determine end-of-life strategies. *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, 4-6 mai 1998, Oak Brook, IL, USA* (pp. 322-327). IEEE.
- Rose, C. M., Stevels, A., & Ishii, K. (2000). A new approach to end-of-life design advisor (ELDA). *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, 8-10 octobre 2000, San Francisco, CA, USA* (pp. 99-104). Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc.
- Saaty, T. (1990). How to make a decision: the analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research, 48*(1), 9-26.
- Salminen, P., Hokkanen, J., & Lahdelma, R. (1998). Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems. *European Journal of Operational Research, 104*(3), 485-496.
- Sen, P., & Yang, J. (1995). Multiple-criteria decision-making in design selection and synthesis. *Journal of Engineering Design, 6*(3), 207-230.
- Service technique de Peugeot. (2001). Revue technique de la Peugeot 307 (ETAI ed., Vol. 2, pp. 212). Paris: Peugeot presse.
- Shih, H., Shyr, H., & Lee, E. (2007). An extension of TOPSIS for group decision making. *Mathematical and Computer Modelling, 45*(7-8), 801-813.
- Spath, D., Hartel, M., & Tritsch, C. (1996). Recycling-oriented information management: a prerequisite for life cycle engineering. *Journal of Engineering Design, 7*(3), 251-264.
- Srivastava, S. (2007). Green supply chain management: A state of the art literature review. *International Journal of Management Reviews, 9*(1), 53-80.
- Sy, M., & Mascle, C. (2009). Product design analysis based on life cycle features. *Journal of Engineering Design*. Consulté le 15 février 2011, tiré de <http://dx.doi.org/10.1080/09544820903409899>.
- Takeuchi, S., & Saitou, K. (2006). Design for optimal end-of-life scenario via product-embedded disassembly. *DETC2006 ASME International Design Engineering Technical Conferences*

*and Computers and Information In Engineering Conference, 10-13 septembre 2006, Philadelphia, PA, USA.* American Society of Mechanical Engineers.

Thierry, M., Salomon, M., Van Nunen, J., & Van Wassenhove, L. (1995). Strategic issues in product recovery management. *California management review*, 37(2), 115.

Tonnelier, P., Millet, D., Richir, S., & Lecoq, M. (2005). Is it possible to evaluate the recovery potential earlier in the design process? Proposal of a qualitative evaluation tool. *Journal of Engineering design*, 16(3), 297-309.

Triantaphyllou, E. (2000). *Multi-criteria decision making methods: a comparative study.* London : Springer.

Triantaphyllou, E., Shu, B., Sanchez, S., & Ray, T. (1998). Multi-criteria decision making: an operations research approach. *Encyclopedia of electrical and electronics engineering*, 15, 175-186.

Vego, G., Kucar-Dragicevic, S., & Koprivanac, N. (2008). Application of multi-criteria decision-making on strategic municipal solid waste management in Dalmatia, Croatia. *Waste Management*, 28(11), 2192-2201.

Walls, M. (2006). *Extended producer responsibility and product design – economic theory and selected case studies.* Resources for the Future. Consulté le 11 décembre 2010, tiré de <http://www.rff.org/Documents/RFF-DP-06-08-REV.pdf>.

Willems, B., Dewulf, W., & Duflou, J. (2004). End-Of-Life Strategy Selection: A Linear Programming Approach to Manage Innovations in Product Design. *International Journal of Production Engineering and Computers*, 6, 35–43.

Xing, K., Motevallian, B., Luong, H. S., Abhary, K. (2003). A design strategy support tool for product reutilisation. *4th International DAAAM Symposium Intelligent Manufacturing and Automation: Focus on Reconstruction and Development, Sarajevo, Bosnia and Herzegovina.*

Yeh, C., Deng, H., & Chang, Y. (2000). Fuzzy multicriteria analysis for performance evaluation of bus companies. *European Journal of Operational Research*, 126(3), 459-473.

Zahedi, F. (1986). The analytic hierarchy process: a survey of the method and its applications. *Interfaces*, 96-108.

Zanakis, S., Solomon, A., Wishart, N., & Dublisch, S. (1998). Multi-attribute decision making: A simulation comparison of select methods. *European Journal of Operational Research*, 107(3), 507-529.

## CHAPITRE 5 MÉTHODE, OUTILS ET JUSTIFICATIONS

Ce chapitre a pour but d'apporter les précisions et clarifications nécessaires qui n'ont pas pu être détaillés dans l'article soumis. Après avoir introduit le cadre théorique utilisé pour la méthode, nous décrivons la construction de la hiérarchie et du système de calcul des performances, le rôle du concepteur ainsi que la validation et les limitations de la méthode.

### 5.1 Cadre théorique de la méthode

Pour notre méthode, qui consiste à évaluer les différentes options de fin de vie en prenant en compte plusieurs aspects en même temps (économique, législatif, environnemental), nous avons choisi d'appliquer une méthode multicritère adaptée.

Il est prouvé que les méthodes multicritères sont très efficaces pour traiter des problèmes de choix de fin de vie mettant en jeu des informations précises et exactes (Chan & Tong, 2007; Hula *et al.*, 2003; Kiritsis *et al.*, 2003; Kongar & Surendra, 2001). En effet, ces méthodes fournissent une bonne évaluation des scénarios de fin de vie en se basant sur les paramètres de la conception détaillée. Elles peuvent donc être utilisées à la fin de la phase de conception ou même à la fin de la vie du produit.

Cependant, dans notre cas, nous nous plaçons en début de phase de conception, donc au moment où le concepteur n'a qu'une idée vague des paramètres décrivant le futur produit. Pour les décrire, il est beaucoup plus facile pour lui d'utiliser des termes descriptifs approximatifs comme « moyen », « faible » ou « élevé » que des valeurs numériques précises qui ne sont pas encore disponibles. Certaines autres informations nécessaires pour évaluer les options de fin de vie, comme « l'état du produit en fin de vie » ou « l'adaptabilité du produit » sont même non quantifiables par nature. Elles peuvent seulement être décrites par des mots. Afin d'être capable de traiter ce genre de situation, des variables linguistiques ont été créées (Zadeh, 1975). Leur but est de fournir une mesure d'un phénomène approximatif, trop complexe ou mal défini pour être décrit par les termes quantitatifs conventionnels (Herrera & Herrera-Viedma, 2000). Les variables linguistiques sont généralement décrites à l'aide de la théorie de la logique floue créée par Zadeh *et al.* (Zadeh, 1996) en 1965. D'après cette approche, une variable linguistique, est représentée par (i) une valeur syntaxique qui est le mot utilisé pour décrire l'information (« moyen »,

« faible »...), et (ii) une valeur sémantique qui est un nombre flou décrivant la gamme de valeur que la variable peut prendre. Un nombre flou est lui-même décrit par une fonction d'appartenance, définie d'un intervalle  $[a, b]$  ( $a$  et  $b$  appartenant à  $\mathbb{R}$ ) dans l'intervalle  $[0,1]$ .

L'utilisation d'une méthode multicritère avec des variables linguistique (appelée aussi méthode multicritère floue) apparait donc une solution très adéquate pour notre problème, qui consiste à faire une évaluation multicritère dans un environnement subjectif et imprécis.

### 5.1.1 Opérations sur les nombres flous

Pour être capable d'utiliser les méthodes multicritères courantes avec des variables linguistiques, il faut savoir comment réaliser les opérations habituelles avec les nombres flous. L'arithmétique floue, développée par Kaufmann & Gupta (1985) décrit ces opérations. Elles sont basées sur la théorie des intervalles.

Pour les nombres flous, nous utiliserons des nombres triangulaires car ils sont beaucoup plus simples d'utilisation que les nombres trapézoïdaux (Triantaphyllou, 2000). Ils permettent cependant de garder des résultats satisfaisants. Un nombre triangulaire  $M$  est un nombre flou dont la fonction d'appartenance  $\mu_m: \mathbb{R} \rightarrow [0, 1]$ , représentée sur la Figure 5.1, est égale à :

$$\mu_m(x) = \begin{cases} \frac{1}{m-l}x - \frac{l}{m-l}, & \text{si } x \in [l, m] \\ \frac{1}{m-u}x - \frac{l}{m-u}, & \text{si } x \in [m, u] \\ 0, & \text{sinon} \end{cases}$$

Avec  $l \leq m \leq u$ ,  $l$  et  $u$  étant respectivement les limites inférieure et supérieure du support du nombre flou  $M$ , et  $m$  étant la valeur moyenne. Un nombre triangulaire comme exprimé dans l'équation précédente, sera dénoté  $(l, m, u)$ .

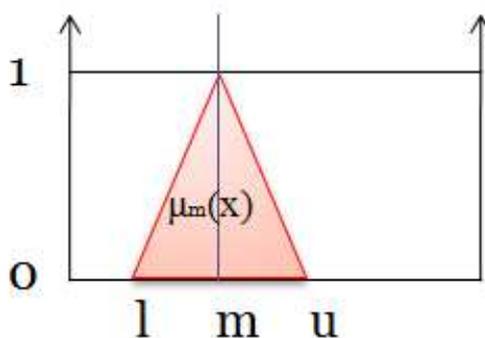


Figure 5.1: Fonction d'appartenance d'un nombre triangulaire flou

Les opérations basiques sur les nombres triangulaires, décrites par l'arithmétique floue sont données ci-après:

*Addition :*  $A + B = (a_1 + b_1, a_2 + b_2, a_3 + b_3)$

*Multiplication :*  $A \times B = (a_1 \times b_1, a_2 \times b_2, a_3 \times b_3)$

*Soustraction :*  $A - B = (a_1 - b_1, a_2 - b_2, a_3 - b_3)$

*Division :*  $A/B = (a_1/b_1, a_2/b_2, a_3/b_3)$  pour  $a_i > 0, b_i > 0$

*Distance :* 
$$d(A, B) = \sqrt{\frac{1}{3} [(a_1 - a_2)^2 + (b_1 - b_2)^2 + (c_1 - c_2)^2]}$$

Avec  $A = (a_1, a_2, a_3)$  et  $B = (b_1, b_2, b_3)$

### 5.1.2 Choix des nombres flous utilisés pour ELSEM

Deux types de données doivent être implémentés dans la méthode à l'aide des nombres flous: les paramètres d'influence, évalués par le concepteur et les poids des critères que celui-ci peut modifier au besoin.

Paramètres d'influence :

Nous avons d'abord considéré que les valeurs des nombres flous décrivant les paramètres d'influence peuvent s'étaler sur l'intervalle  $[0, 10]$  car c'est un intervalle couramment

utilisé dans les systèmes de notation usuels. Les paramètres d'influence peuvent être évalués par cinq niveau de performance décrits par les valeurs syntaxiques « très minime », « minime », « modéré », « grand », « très grand ». La répartition des nombres flous correspondants est uniforme sur l'intervalle [0,10] comme indiqué sur la Figure 5.2. Cela permet de réaliser une évaluation simple et intuitive (en effet, le concepteur s'attend à ce que modéré soit la note moyenne, ou que minime soit opposé à grand). Par ailleurs, cette répartition est couramment utilisée dans la littérature (Hsieh *et al.*, 2004; Kwong & Bai, 2002; Yeh *et al.*, 2000) et s'est avérée efficace dans le traitement de problèmes multicritères.

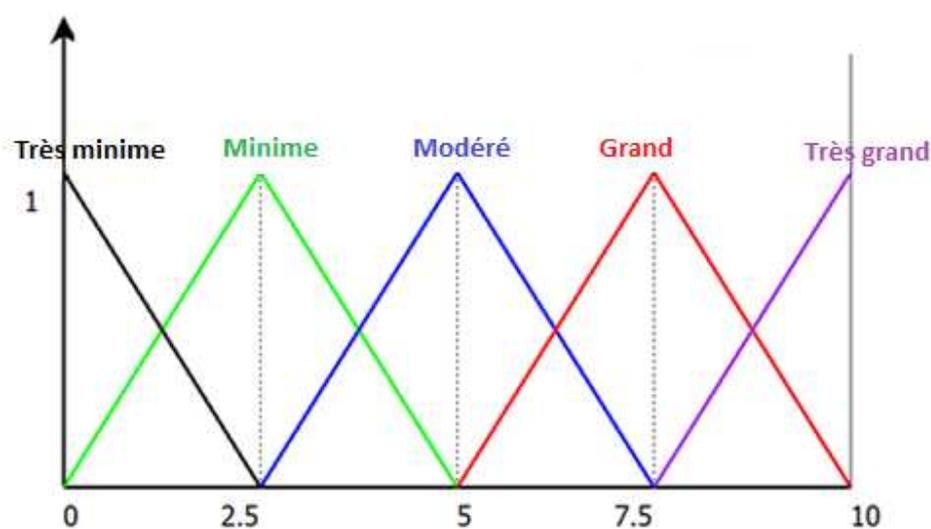


Figure 5.2: Nombres flous décrivant les paramètres d'influence

#### Poids des critères :

Les poids, eux, prennent leur valeur sur l'intervalle [0,1] comme l'indique la Figure 5.3. En utilisant des valeurs plus petites que 1, nous sommes assurés que les éléments de la matrice pondérée  $V$  restent tous normalisés, comme ceux de la matrice normalisée  $R$ . Il est ainsi aisé d'analyser l'influence des poids des critères en comparant les matrices  $R$  et  $V$ . Par ailleurs, les variables linguistiques utilisées pour les poids, dont les valeurs syntaxiques sont « très faible », « faible », « moyen », « important », « très important », sont représentées par des nombres flous triangulaire répartis uniformément sur [0,1].

L'uniformité a été choisie pour les mêmes raisons que pour les nombres flous représentant les paramètres d'influence et en se basant sur les recherches de Chen (2000).

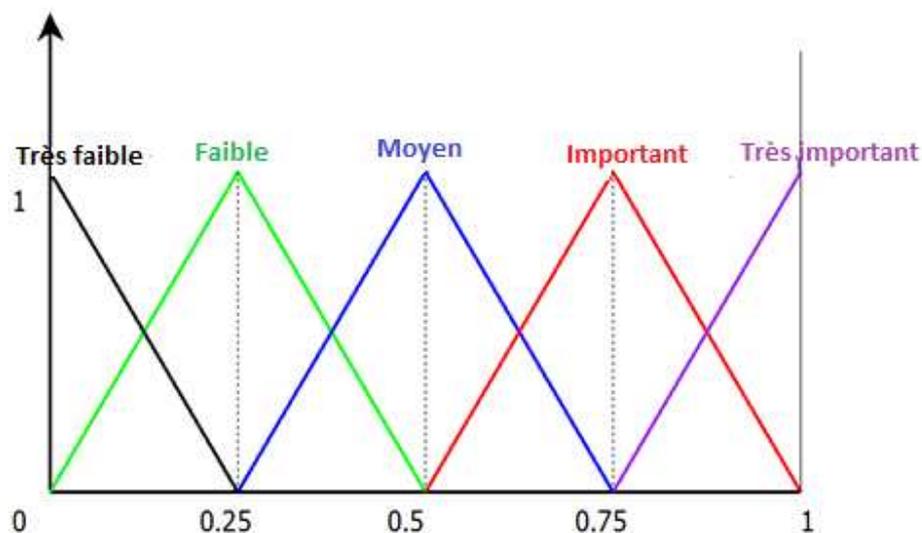


Figure 5.3: Nombres flous décrivant les poids des critères

## 5.2 Choix des données implémentées dans la méthode TOPSIS

Pour appliquer la méthode TOPSIS dans le but d'évaluer les options de fin de vie de chaque module, nous avons suivi les étapes décrites ci-après :

- choix des paramètres décrivant le module et influençant le choix de fin de vie. Ils devront être évalués par le concepteur en phase de conception préliminaire et sont propres à chaque fin de vie;
- choix de critères pertinents utilisés pour évaluer toutes les fins de vie, construction de leur hiérarchie et choix de leurs poids d'influence;
- liaison entre les paramètres et les critères afin d'être capable de calculer les performances de chaque option de fin de vie selon chaque critère, pour le module considéré.

Ces différentes étapes, conduisant à la sélection des données nécessaires pour pouvoir appliquer la méthode TOPSIS, sont décrites plus en détail dans cette section.

## 5.2.1 Choix des paramètres d'influence

### 5.2.1.1 Sélection de l'ensemble des paramètres d'influence à partir de la littérature

Les paramètres d'influence sont les informations concernant le produit et le contexte dans lequel il passe les différentes phases de son cycle de vie, pouvant influencer d'une manière plus ou moins importante le choix de son traitement en fin de vie. A partir des précédentes recherches effectuées sur ce sujet, nous avons tout d'abord retenu un ensemble de paramètres pertinents, que nous avons classé en deux grandes catégories :

- les informations internes au produit, qui dépendent directement de sa conception, de sa fabrication et de son utilisation;
- les informations externes au produit qui dépendent du contexte social, législatif et économique dans lequel le produit passe l'ensemble de son cycle de vie.

Ces paramètres sont donnés dans le , qui les classe en différentes sous-catégories, et qui précise les sources d'information utilisées pour chacun d'entre eux. Par ailleurs le tableau indique également les aspects de la fin de vie sur lesquels ils ont un impact. Par exemple, le paramètre « nombre de pièces » appartient à la sous-catégorie « conception » comme précisé dans la première colonne. La troisième colonne indique qu'il affecte le « coût du désassemblage ». La quatrième colonne permet de savoir que ce paramètre a été cité dans (Parlikad *et al.*, 2003), (Rose *et al.*, 1998) et (Kiritsis *et al.*, 2003).

Tableau 5.1 : Classement des paramètres influençant la fin de vie et références correspondantes

CATEGORIE DE CLASSEMENT	PARAMETRE D'INFLUENCE	ASPECT DE LA FIN DE VIE AFFECTE	SOURCES
<b>Informations internes au produit</b>			
Conception	Taille, volume, poids du produit	Possibilités de collecte	(Brezet & Hemel, 1998; Lee <i>et al.</i> , 2001; Hula <i>et al.</i> , 2003)
	Nombre de pièces/d'éléments	Coût du désassemblage	(Parlikad <i>et al.</i> , 2003; Rose <i>et al.</i> , 1998; Kiritsis <i>et al.</i> , 2003)
	Nombre de matériaux et leur impact	Coût de tri, impact environnemental de la mise en décharge	(Parlikad <i>et al.</i> , 2003; Rose <i>et al.</i> , 1998; Lee <i>et al.</i> , 2001)
	Quantité de matériaux de grande valeur	Revente de matériaux recyclés	(Brezet & Hemel, 1998; Rose <i>et al.</i> , 1998; Lee <i>et al.</i> , 2001)
	Matériaux dangereux	Impact environnemental de la mise en décharge et de l'incinération, Respect des lois sur les matériaux dangereux	(Rose <i>et al.</i> , 1998; Brezet & Hemel, 1998; Parlikad <i>et al.</i> , 2003)
	Capacité calorifique du produit	Revente d'énergie	(Brezet & Hemel, 1998; Parlikad <i>et al.</i> , 2003)

Tableau 5.2 : Classement des paramètres influençant la fin de vie et références correspondantes (suite)

	Fiabilité, durée de vie	Bénéfice de la revente du module usagé	(Rose <i>et al.</i> , 1998; Xing <i>et al.</i> , 2003; Parlík <i>et al.</i> , 2003; Kaebnick <i>et al.</i> , 2002)
	Durée du cycle de design	Bénéfice de la revente du module usagé	(Rose <i>et al.</i> , 1998; Xing <i>et al.</i> , 2003)
	Raison de reconception	Possibilité de réutilisation	(Rose <i>et al.</i> , 1998; Xing <i>et al.</i> , 2003)
	Types d'attachements liant le module au produit et les pièces au module et leur nombre	Coût du désassemblage	(Rose <i>et al.</i> , 1998)
	Niveau d'intégration des fonctions dans le module	Coût du désassemblage	(Rose <i>et al.</i> , 1998; Xing <i>et al.</i> , 2003)
	Difficulté d'accès au module et aux pièces	Coût du désassemblage	(Brezet & Hemel, 1998)
Fabrication	Coût de fabrication	Bénéfice de la revente du module usagé	(Kaebnick <i>et al.</i> , 2002)
	Impact environnemental de la fabrication	Performance environnementale de la réutilisation du module	(Kaebnick <i>et al.</i> , 2002)
Info sur le cycle de vie/la phase d'utilisation	Localisation et quantité	Possibilité de collecte	(Parlík <i>et al.</i> , 2003)
	Conditions d'utilisation, de maintenance, pièces remplacées	Durée de vie -> Bénéfice de la revente du module usagé	(Parlík <i>et al.</i> , 2003)
	Niveau de propreté en fin de vie	Etat en fin de vie -> Bénéfice de la revente du module usagé, Coût du <i>remanufacturing</i>	(Rose <i>et al.</i> , 1999)
<b>Informations externes au produit</b>			
Législations	Lois de recyclage	Respect des lois	(Brezet & Hemel, 1998; Parlík <i>et al.</i> , 2003; Hula <i>et al.</i> , 2003; Hula <i>et al.</i> , 2003)
	Limites et taxes de mise en décharge	Respect des lois	(Parlík <i>et al.</i> , 2003; Lee <i>et al.</i> , 2001; Hula, <i>et al.</i> , 2003)
Info de marché	Demande et prix des composants usagés	Bénéfice de la revente du module usagé	(Brezet & Hemel, 1998; Parlík <i>et al.</i> , 2003; Kaebnick <i>et al.</i> , 2002)
	Prix du nouveau produit/des nouveaux composants	Bénéfice de la revente du module usagé	(Kaebnick <i>et al.</i> , 2002; Lee <i>et al.</i> , 2001; Kaebnick <i>et al.</i> , 2002)
	Demande et prix des matériaux recyclés	Revente de matériaux recyclés	(Brezet & Hemel, 1998; Lee <i>et al.</i> , 2001)
	Prix des nouveaux matériaux	Revente de matériaux recyclés	(Kaebnick <i>et al.</i> , 2002)
	Prix de l'énergie récupérée	Revente énergie	(Lee <i>et al.</i> , 2001)
	Cycle technologique/tendances	Bénéfice de la revente du module usagé	(Catherine M. Rose, et al., 1999)
	Type et attitude du consommateur	Bénéfice de la revente du module usagé	(Brezet & Hemel, 1998)
Standards de désassemblage	Coût horaire de désassemblage	Coût du désassemblage	(Parlík <i>et al.</i> , 2003; Brezet & Hemel, 1998)
	Temps de désassemblage par type de pièce	Coût du désassemblage	(Parlík <i>et al.</i> , 2003; Rose <i>et al.</i> , 1998; Brezet & Hemel, 1998)
Processus de récupération	Disponibilité et coût du système de collecte	Possibilités de collecte	(Rose <i>et al.</i> , 1998; Brezet & Hemel, 1998; Lee <i>et al.</i> , 2001)
	Impact env. du système de collecte	Impact environnemental des différentes fins de vie	(Hula <i>et al.</i> , 2003; Gehin <i>et al.</i> , 2007a, 2007b)
	Disponibilité et coût des processus de récupération	Bénéfice des diverses fins de vie	(Kaebnick <i>et al.</i> , 2002; Lee <i>et al.</i> , 2001)
	Impact environnemental des processus	Impact environnemental	(Kaebnick <i>et al.</i> , 2002; Hula <i>et al.</i> , 2003; Gehin <i>et al.</i> , 2007a, 2007b)
Politique de l'entreprise et ses partenaires	Standards de récup imposés et intentions environnementales	Type d'EOL	(Parlík <i>et al.</i> , 2003)

Les facteurs d'influence retenus, classés par sous-catégories, sont décrits ci-après.

### Informations de conception

Les informations de conception sont les caractéristiques qui seront fixées pendant la phase de conception. Toutes les caractéristiques du produit peuvent avoir une influence sur la fin de vie (Parlikad *et al.*, 2003). La taille, la forme, le poids, le matériau et l'emplacement de chaque élément permettront en effet :

- de calculer une séquence de désassemblage optimale donc d'en déduire le coût de désassemblage;
- d'identifier, repérer et récupérer les composants que l'on peut réutiliser;
- d'identifier, repérer et récupérer les composants dont on peut recycler les matériaux;
- d'identifier, repérer et récupérer les composants formés de matériaux dangereux;
- de connaître la division en modules et de savoir lesquels il va être possible de détacher au complet pour pouvoir éventuellement les réutiliser.

Cependant, sachant que l'on souhaite travailler au début de la phase de conception, on peut se restreindre à certains paramètres nécessitant un niveau de détail moins important.

Par exemple, la taille du produit est importante pour la logistique de retour. La taille est liée au volume du produit mais aussi à son poids. Les petits produits et les produits légers sont en général jetés dans les ordures et il est nécessaire de fournir plus d'efforts pour les récupérer. Les produits de taille moyenne qui sont trop gros pour aller dans les bennes à ordures sont parfois transportés par le consommateur mais finissent généralement dans des caves ou des entrepôts. Quant aux produits de grande taille ou très lourds, ils sont souvent ramenés au revendeur quand un nouveau produit est acheté. Par ailleurs, pour un produit de volume faible, l'accès aux composants est difficile rendant le désassemblage plus délicat et plus coûteux (Brezet & Hemel, 1998). Le poids a aussi une influence sur le bénéfice économique puisqu'en général, plus le poids du produit est important, plus il contient de matériaux et plus le recyclage devient attractif (Brezet & Hemel, 1998). Les taxes de mise en décharge et l'énergie que l'on peut récupérer d'un module sont par ailleurs directement liées à son poids.

Des caractéristiques qui ont aussi une influence sur la fin de vie sont le nombre de « pièces » et le nombre de matériaux (Parlikad *et al.*, 2003; Rose *et al.*, 1998). Ils font varier respectivement le coût du désassemblage et le coût du recyclage. Le mot pièce est ici à prendre au sens large. Selon Rose *et al.*(1998), le nombre de pièces n'est pas le nombre exact de composants dans le produit mais plutôt le nombre d'assemblages pertinents pour la fin de vie. Kiritsis *et al.*(2003) parlent plutôt d' « éléments », qu'ils définissent comme le résultat d'une opération de désassemblage. Cela peut être un composant, un sous-assemblage ou même le produit au complet. Par exemple, un circuit imprimé est considéré comme un seul élément car il est désassemblé en une fois.

Le coût du désassemblage dépend aussi du nombre et du type des attachements utilisés et du niveau d'intégration des éléments (nombre de fonctions assurées par chaque module) dans le produit. En effet, plus les attachements sont complexes à défaire, plus le coût de désassemblage va être important. Par ailleurs, certains attachements empêchent la réutilisation de l'élément, car on ne peut pas le récupérer sans le détériorer (soudure par exemple). De même, plus le nombre de fonctions assurées par chaque module est grand, plus le niveau d'intégration est grand. D'après Rose (2000) cela permet de répondre à la question : « si un module ou un sous assemblage est cassé, le produit va-t-il perdre toutes ses fonctions ? » La réponse est oui pour un niveau d'intégration fort ce qui conduira plus à du recyclage que du *remanufacturing*. En effet, remanufacturer un produit ne comportant qu'un seul module assurant toutes les fonctions nécessiterait de désassembler le module pour aller chercher la partie dont la fonction n'est plus assurée. Cela impliquerait donc plus d'opérations de désassemblage et un coût trop élevé. Par contre, s'il y a plusieurs modules et que chacun n'effectue qu'une fonction, on recycle celui qui est défaillant et on se contente de récupérer ceux qui sont encore fonctionnels. Brezet & Hemel (1998) considèrent également la difficulté d'accès au module et aux pièces comme ayant une influence sur le coût du désassemblage. Ce paramètre est essentiel lorsque l'on veut évaluer la fin de vie d'un module ou d'une pièce en particulier. En effet, considérons un produit dont on veut récupérer un module qui a un bon potentiel de réutilisation si on le considère seul. Si ce module est très difficile d'accès dans le produit, il ne sera pas récupéré dû à un coût de désassemblage trop important. Il finira donc en décharge et ne sera pas réutilisé comme on aurait pu penser aux premiers abords. Le même exemple peut être pris pour une simple pièce.

Les matériaux n'influencent pas seulement la fin de vie par leur nombre mais aussi par leur types : la composition en matériaux est un autre paramètre important (Brezet & Hemel, 1998; Parlikad *et al.*, 2003). En particulier la présence ou non de matériaux dangereux, précieux ou à forte capacité calorifique est importante. Les matériaux dangereux sont les matériaux difficiles à conserver et à traiter, contenant des substances qui peuvent être corrosives, toxiques, réactives, carcinogéniques, infectantes, irritantes ou tout autre chose pouvant être dangereuse pour la santé humaine ou toxique pour l'environnement (Williams, 2005). Les propriétés qui peuvent rendre un matériau dangereux sont définies dans l'amendement (91/689/EEC) de la directive du cadre des déchets créée par la Commission Européenne en 1991. Les parties des déchets contenant des matériaux dangereux doivent donc être récupérées, afin d'être incinérées avec émissions contrôlées, ou subir un traitement biologique ou un traitement physique les rendant moins dangereux. Les parties des déchets contenant des matériaux précieux sont quant à elles récupérées afin d'être recyclées et revendues. Enfin, dans le cas où un module ne peut être réutilisé ou recyclé, celui-ci peut parfois être incinéré si la revente de l'énergie permet de créer un bénéfice important. Ceci dépend de la capacité calorifique du matériau.

D'autres paramètres utilisés couramment dans la littérature pour évaluer le potentiel de réutilisation des produits en fin de vie sont la durée de cycle de conception et la durée de vie (Rose *et al.*, 1998; Xing *et al.*, 2003).

La durée du cycle de conception correspond à la durée entre différentes générations du produit, autrement dit la fréquence à laquelle une équipe de conception reconçoit le produit ou conçoit un nouveau produit rendant l'ancien obsolète. Pour une voiture, cette durée est de 2 à 4 ans, pour une imprimante elle est de 1 an. Si cette durée est courte, il sera difficile de réutiliser le produit car à la fin de sa vie, d'autres modèles seront déjà sortis. Par exemple, lorsque l'on jette une imprimante, on en achète plutôt une neuve qu'une usagée. Par contre pour une voiture qui a un cycle de conception plus grand, le marché de seconde main est bien plus développé.

La raison de reconception nous informe sur l'ampleur de la modification du produit. Il se peut que l'entreprise soit nouvelle et crée totalement un nouveau produit. Un produit peut aussi subir un changement esthétique qui oblige à modifier l'agencement des pièces et leur forme (pour un gain de place par exemple). Cela peut aussi être un changement mineur comme l'amélioration

d'une fonction réalisée par une pièce ou un module. Plus le changement est majeur, plus le produit est novateur ce qui signifie que l'on est au début d'un cycle technologique et qu'à la fin de sa vie, ce cycle ne sera toujours pas terminé (dans le cas où la durée de vie est supérieure à la durée du cycle technologique). On pourra donc envisager la réutilisation ou le *remanufacturing*.

La durée de vie est souvent utilisée avec la durée de cycle technologique, comme dans la méthode ELDA : lorsqu'elle dépasse la durée du cycle technologique, le produit n'est pas réutilisable.

Pour savoir quels paramètres affectent le plus la fin de vie, Rose et al. (1999) ont utilisé l'outil CART (*Classification And Regression Tree*). Cet outil est un algorithme permettant de construire des arbres de décision binaire : il cherche lors de la segmentation le regroupement binaire qui optimise le critère de segmentation (Wikipedia, 2010) . Le critère de segmentation utilisé est la fréquence d'apparition de chaque caractéristique dans les tests réalisés par Rose. Cet algorithme a été appliqué sur un échantillon de 20 produits pour 16 caractéristiques. La Figure 5.4 donne la fréquence d'utilisation de chacune d'entre elles dans les arbres construits. Par exemple, le nombre de pièces est utilisé dans 69% des arbres et le cycle technologique est utilisé dans 57% des arbres.

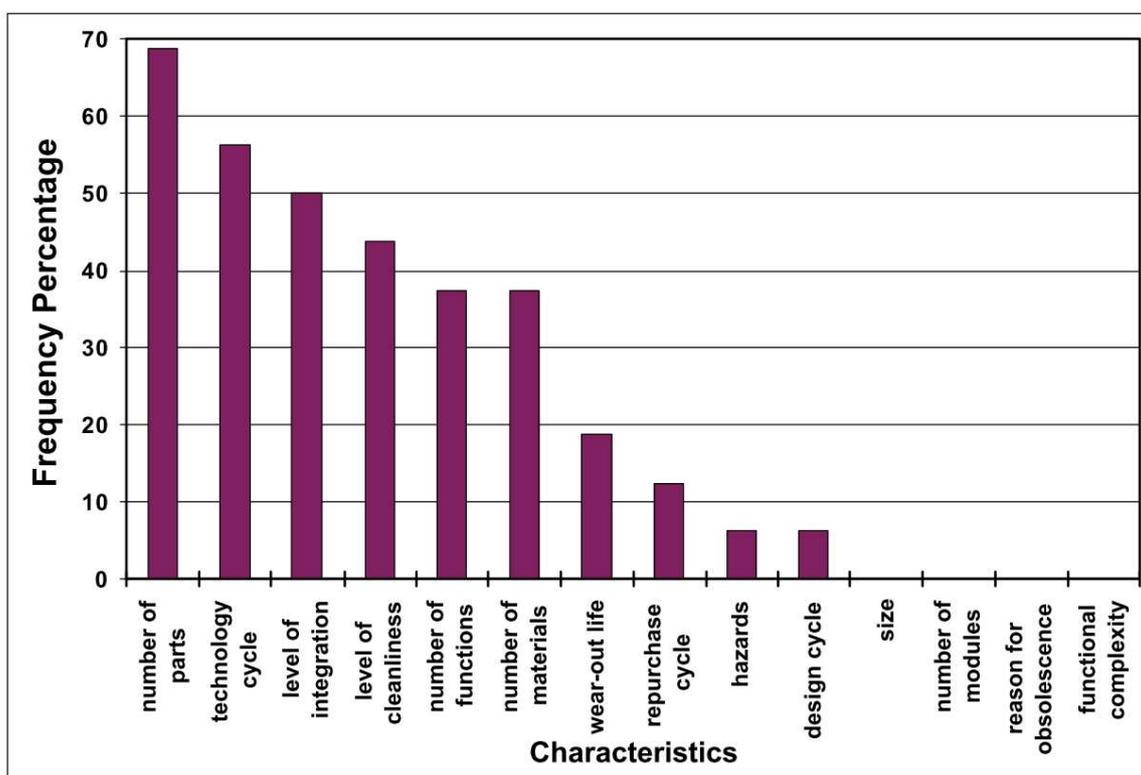


Figure 5.4 : Fréquence d'utilisation de chaque caractéristique dans les arbres de décision.  
Source (Rose *et al.*, 1999) :

On voit bien à travers cette figure que le nombre de pièces, le niveau d'intégration, le nombre de matériaux, le cycle de conception et la durée de vie ont des influences importantes.

Le niveau de propreté apparaît également et désigne l'état de propreté du produit en fin de vie. On peut étendre cette idée en affirmant que c'est l'état général du produit usagé qui compte pour évaluer son potentiel de réutilisation : s'il est susceptible d'être très défaillant au moment où on le récupère, on ne pourra pas le réutiliser pour un temps satisfaisant, sa valeur résiduelle étant trop faible, et on choisira donc plutôt une autre fin de vie. Autrement dit, la fiabilité du produit et de ses modules usagés est aussi un paramètre qui influence sa fin de vie.

### Fabrication

Une fois le produit conçu, la production est lancée, et les produits sont fabriqués en accord avec la gamme de fabrication. Cette étape influence également la fin de vie : plus la fabrication demande de dépenses économiques et environnementales, plus on va vouloir la réduire en faisant du *remanufacturing* ou de la réutilisation. En particulier, Kaebernick *et al.* (2002) utilisent dans leur méthode le PLCC qui fait intervenir les coûts économiques et environnementaux des matériaux et de la fabrication. Soustrait au paramètre PVL, cela donne le paramètre PG du nouveau produit. En le comparant au PG de chaque fin de vie, on choisit celle qui est la plus adaptée. D'après la méthode, plus le coût de fabrication est grand, plus le PLCC est grand, plus le PG du nouveau produit est petit ce qui conduira à du *remanufacturing* ou de la réutilisation.

### Informations sur le cycle de vie/la phase d'utilisation

Après la fabrication, le produit est vendu et rentre dans sa phase d'utilisation. Là encore la manière dont il est utilisé influence sa fin de vie.

Tout d'abord, il faut connaître la localisation et la quantité de produits en circulation (Parlikad *et al.*, 2003). La quantité de produits va influencer l'organisation du système de collecte et son coût. Par ailleurs, couplé à la durée de vie utile attendue du produit, cela permettra de planifier les ressources dont on aura besoin. La localisation géographique a aussi de l'importance: il faut savoir où est située la plus grande partie des produits en utilisation pour optimiser le système de collecte en fin de vie. Par exemple, en installant des points de collecte ou des centres de recyclage proches de ces endroits afin de diminuer les distances de transports. Cela influera donc sur le coût de collecte, mais aussi sur la fin de vie choisie. Ainsi, si tous les produits sont utilisés dans un pays d'Afrique où il est difficile de les récupérer, on ne peut pas envisager le *remanufacturing*. Cependant, ces informations sont difficiles à obtenir pour le fabricant qui doit la plupart du temps les obtenir par l'intermédiaire du détaillant ou du consommateur.

Pendant l'utilisation, les conditions d'opération et de maintenance (Parlikad *et al.*, 2003) influent sur la composition et la qualité des différents composants en fin de vie. Or la reusabilité de ceux-ci dépend de leur durée de vie résiduelle en fin de vie. Celle-ci est largement écourtée s'il y a eu

détérioration au cours de la phase d'utilisation. Inversement, si l'on a remplacé une pièce détériorée par une nouvelle pendant la vie du produit, celle-ci aura en fin de vie une valeur résiduelle et une réusabilité beaucoup plus grande.

De plus, pendant l'utilisation, le produit récupère une certaine quantité de saleté. Plus le produit est sale en fin de vie, plus il faudra fournir d'effort pour le nettoyer afin de le préparer pour la réutilisation ou le recyclage. Cela va donc influencer le coût de remise en état. L'influence du niveau de propreté a été prouvé par Rose comme on l'a vu précédemment (cf Figure 5.4).

### Législations

Il est évident que les législations et les régulations actuelles et futures sont importantes dans le choix de fin de vie du produit. Ces règlements portent souvent sur le recyclage et la réutilisation et dépendent de la localisation géographique (elles ont été récemment renforcées en Europe). Elles peuvent:

- rendre plus ou moins responsable le producteur de la phase de fin de vie;
- obliger le retour de certains produits;
- spécifier comment les coûts de retour et de traitement des produits peuvent être financés;
- spécifier des règles concernant la quantité de composants à réutiliser ou à recycler.

De plus, plus les limites et taxes de mise en décharge sont élevées, plus le recyclage et la réutilisation sont bénéfiques.

### Informations de marché

Les informations de marché permettent de prévoir le coût ou le bénéfice de chaque option de fin de vie.

Tout d'abord, il faut observer la demande en modules réutilisés et leur prix. En effet, d'après Brezet *et al.* (1998), il est important dans le cas de la réutilisation qu'il y ait un marché possible pour les composants réutilisés. La valeur de ceux-ci dépend fortement de leur application. Si

l'application est la même, on peut revendre le composant à un prix raisonnable (20 à 60% du prix initial). Le prix chute rapidement pour des applications de plus faible valeur. Ceci est à comparer avec le prix des nouveaux modules. D'une part, il permet de calculer le bénéfice réalisé en choisissant de vendre uniquement des nouveaux produits. Celui-ci est à comparer avec le bénéfice réalisé en vendant des produits usagés ou remanufacturés. D'autre part, en règle générale, plus un produit est cher, plus il y a de chance qu'il soit réutilisé (l'utilisateur n'est souvent pas prêt à dépenser beaucoup pour ce produit, et préfère en acheter un usagé).

La demande et la valeur des matériaux recyclés et neufs a aussi de l'importance. Si le produit contient des matériaux de grande qualité, qui sont beaucoup demandés sur le marché et peuvent se revendre à un prix élevé, il sera recyclé. Le prix des nouveaux matériaux permet de calculer ce que l'on a économisé en utilisant des matériaux recyclés plutôt qu'en rachetant des nouveaux matériaux. Par ailleurs, ce prix entre dans le coût de fabrication des nouveaux produits, à comparer avec le coût de *remanufacturing* ou de réutilisation.

Les informations de marché influençant la fin de vie des modules ne concernent pas seulement les prix mais aussi les attitudes et les préférences des consommateurs, ainsi que les tendances et effets de mode. Si le produit n'est plus à la mode, il ne donne plus la même satisfaction et est jeté, même s'il fonctionne encore. On tendra alors bien souvent vers du *remanufacturing*. La durée pendant laquelle le module est encore à la mode s'appelle la durée de cycle technologique. Par ailleurs, selon l'âge, la classe sociale, la culture de l'utilisateur, celui-ci ne va pas se comporter de la même manière vis-à-vis de son produit. Les consommateurs aisés vont le changer beaucoup plus souvent (cycle de rachat court) de sorte que la réusabilité en fin de vie sera importante. Certains consommateurs vont user plus rapidement leur produit, diminuant ainsi sa durée de vie. D'autres vont faire beaucoup de maintenance et de réparation ce qui influera sur l'état des pièces récupérées (Parlikad *et al.*, 2003).

### Standards de désassemblage

Les standards de désassemblage permettent d'évaluer le coût de désassemblage qui est évidemment un paramètre déterminant dans le choix de la fin de vie. Pour calculer ce coût, deux éléments sont nécessaires :

- le coût moyen horaire manuel et mécanique de désassemblage permet de connaître le coût total de désassemblage en connaissant les temps de désassemblage;
- le temps de désassemblage des attachements standards permet de connaître le temps de désassemblage de chaque élément afin d'en déduire le coût.

### Processus de récupération

Les processus de récupération prennent en compte la collecte et le traitement des produits en fin de vie.

Dans les paramètres appartenant à cette catégorie, on distingue donc tout d'abord la disponibilité et le coût du système de collecte. En effet, si les ressources et le financement ne sont pas disponibles pour collecter les produits en fin de vie, il n'y aura pas de possibilité de les récupérer et ils termineront en décharge. Par ailleurs, le coût de collecte intervient dans le calcul total du coût de chaque option de fin de vie. Il se peut que l'utilisateur amène lui-même son produit dans un centre de traitement, auquel cas le coût de collecte sera nul. Une autre option est que l'on donne une prime de retour à l'utilisateur ou un dépôt d'argent pour qu'il le ramène au détaillant ou au fabricant. Dans ce cas, le coût de collecte sera à prendre en compte. Une dernière option est la récupération des biens usagés par le fabricant lui-même ou par une société privée de service de collecte. D'après Lee *et al.* (2001), le coût de collecte regroupe le coût de manutention, de transport et d'entreposage.

La collecte influence la fin de vie choisie non seulement par la disponibilité des ressources et son coût, mais aussi par son impact environnemental. En effet, on va chercher à choisir la fin de vie de manière à diminuer le coût, mais le but est aussi de diminuer l'impact environnemental. Plus l'impact de l'option de fin de vie sera faible, plus elle sera donc favorisée par rapport aux autres.

L'impact environnemental du système de collecte est en quasi-totalité celui provoqué par le transport des produits jusqu'au centre de traitement.

Les différents traitements en fin de vie du produit comprennent recyclage, *remanufacturing*, réutilisation, incinération. Pour que l'une de ces options puisse être envisagée, il faut qu'il existe un centre de recyclage, une usine de désassemblage, ou un centre d'incinération pour ce type de produit. Ces ressources peuvent appartenir au fabricant lui-même (ce qui est idéal car cela lui permet de conserver la qualité de ses produits) ou à une tierce partie qu'il faudra payer pour qu'elle se charge du traitement des produits usagés. Dans tous les cas, un coût de traitement et un impact environnemental seront générés. Ceux-ci sont bien entendu deux paramètres clés pour les entreprises lors du choix de fin de vie. Dans l'impact des coûts de traitement, on prend en compte l'énergie consommée par les machines, les rejets et déchets envoyés en décharge.

#### *Politique de l'entreprise et de ses partenaires*

Il se peut que l'entreprise se soit fixée des règles environnementales pour des raisons de marketing par exemple (amélioration de son image), ou pour obtenir des écolabels, ou dans le cadre d'une convention signée en association avec des partenaires. Parmi ces règles, il peut exister des spécifications concernant la fin de vie de ses produits qui influencent le choix de la meilleure option.

Si ce n'est pas le cas, il convient de se poser des questions sur les intentions environnementales de l'entreprise : il faut connaître le budget alloué à l'environnement et à la fin de vie qu'elle s'est fixée, car dans certains cas, s'il n'y a pas de budget, il n'y a pas de valorisation en fin de vie possible et donc pas d'efforts de design à fournir.

Les divers paramètres d'influence décrits précédemment sont nombreux et souvent liés. De plus, dans le cas d'une évaluation en phase de conception préliminaire, un grand nombre d'entre eux ne peuvent pas être déterminés. Soit parce qu'on ne les connaît pas encore, soit parce que le contrôle de leur valeur est hors de la portée du producteur ou de l'entreprise de traitement en fin

de vie (par exemple l'attitude du consommateur). Il faut donc en sélectionner quelques-uns d'une manière judicieuse et adaptée aux objectifs fixés pour ELSEM.

### 5.2.1.2 Sélection finale des paramètres d'influence adéquats pour être implémentés dans ELSEM

#### 5.2.1.2.1 Groupement de paramètres d'influence

Sachant que la méthode doit être rapide et simple, nous respecterons deux conditions pour retenir les paramètres d'influence finaux :

**Condition 1** : Les paramètres implémentés dans la méthode ne doivent pas être trop nombreux.

**Condition 2** : Ils doivent pouvoir être déterminés en début de phase de conception ou au moins être évalué avec un bon degré de certitude

On peut remarquer que certains paramètres décrits auparavant sont dépendants entre eux. Par conséquent, dans certains cas, on peut déduire la valeur approximative d'un paramètre en en connaissant plusieurs autres. Par exemple, en connaissant le *prix des nouveaux matériaux* et le *prix des matériaux recyclés*, on peut savoir quels matériaux ont un grand potentiel de recyclage. En effet, il sera intéressant de recycler des matériaux qui sont cher à produire afin de les utiliser dans la fabrication de nouveaux produits. De même, on pourra récupérer des matériaux qui ont une forte valeur sur le marché des matériaux recyclés pour pouvoir les revendre directement. On peut donc identifier la quantité de matériaux de ce type dans le module, autrement dit la *quantité de matériaux de grande valeur*, qui est un autre paramètre d'influence. Cet exemple est illustré Figure 5.5. On appellera le *prix des nouveaux matériaux* et le *prix des matériaux recyclés* les « paramètres fils » et la *quantité de matériaux de grande valeur* le « paramètre père ».

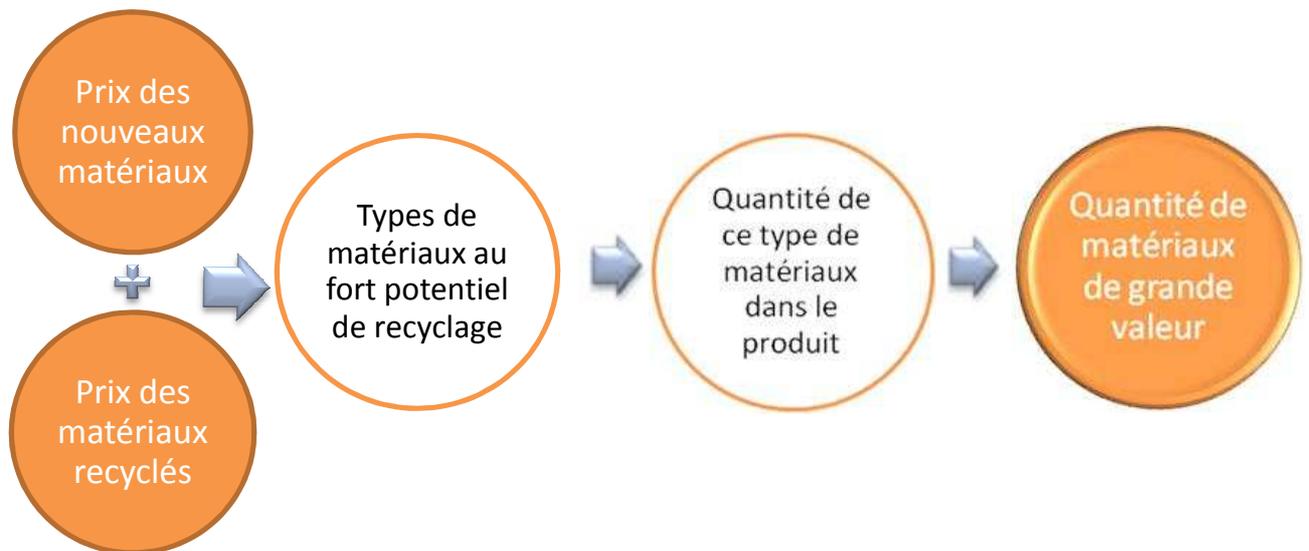


Figure 5.5 : Relation de dépendance entre trois paramètres d'influence

Ce type de regroupement peut également être fait en créant un nouveau paramètre père pour remplacer deux paramètres fils. Par exemple, le *niveau de propreté en fin de vie* et le *type et l'attitude du consommateur* conditionnent le revenu de la revente du module usagé car ils permettent de connaître l'état en fin de vie du module. Plus le module est en bon état, plus il sera facilement revendable. On peut donc créer un nouveau paramètre : *état en fin de vie du module*. Cela permet de remplacer ces deux paramètres.

Pour pouvoir faire ce type de regroupement et remplacer les paramètres fils par le paramètre père, il faut que l'influence du paramètre père sur la fin de vie suffise à elle seule pour décrire entièrement l'influence des paramètres fils. Ceci doit être vérifié dans le but de ne pas perdre d'information. Ici cette règle est respectée : le *prix des nouveaux matériaux* et le *prix des matériaux recyclés* permettent de connaître le bénéfice que l'on peut réaliser en recyclant le module, or la *quantité de matériaux de grande valeur* suffit à elle seule pour connaître cet aspect de la fin de vie.

Remplacer les paramètres père par les paramètres fils peut diminuer grandement la quantité de paramètres nécessaires et nous amener au respect de la première condition.

Par ailleurs, les paramètres père doivent pouvoir être au moins estimés en phase de conception préliminaire afin de respecter la condition 2.

Les différents groupements réalisés et les aspects de la fin de vie concernés sont présentés dans le Tableau 5.3. Par exemple, la durée de cycle technologique, le type et attitude du consommateur et la durée de cycle de conception apparaissant dans la troisième colonne sont des paramètres fils. Ils appartiennent à l'aspect : « revenu de la revente du module usagé » comme précisé dans la première colonne. Ils peuvent être remplacés par le paramètre père : « adaptabilité » apparaissant en deuxième colonne. La capacité calorifique est un paramètre père qui n'a pas été décomposé d'où l'absence de paramètres fils correspondants dans la troisième colonne.

#### 5.2.1.2.2 Paramètres non traités ou traités d'une manière particulière

On remarque que certains paramètres présents dans le Tableau 5.1 ne sont pas présents dans le Tableau 5.3 : la possibilité de collecte, les intentions environnementales et standards de l'entreprise et l'impact environnemental des processus de récupération.

Nous laissons le concepteur évaluer la possibilité de collecte au tout début de la méthode. Si le concepteur estime que le produit peut être collecté, alors on implémente la méthode pour déterminer quelle fin de vie donner à chaque module. Si le produit ne peut pas être collecté, il est inutile de vouloir appliquer la méthode puisque l'ensemble des modules finira en décharge ou en incinération. Le concepteur passera alors directement à l'étape suivante dans l'avancée de sa conception.

Les intentions environnementales et les standards de récupération de l'entreprise sont traduits à partir du poids donné aux quatre principaux critères lors de l'application de la méthode TOPSIS : plus l'entreprise accorde de l'importance à l'environnement, plus le poids de ce critère sera important.

Enfin, l'impact environnemental des processus de récupération est partiellement pris en compte par la quantité de matériaux dangereux. Celui-ci a été considéré comme un paramètre père pour l'aspect « respect des réglementations » : on peut donc l'utiliser. On considère que les autres caractéristiques du module influencent peu l'impact environnemental des processus de récupération. Pour faire cette hypothèse, on se base sur une étude menée par Rose et Stevels (2001). Ceux-ci ont utilisé les données d'une ACV réalisée par *Philips Consumers Electronics Environmental Competence* sur 70 produits pour évaluer l'impact environnemental de leur fin de vie. Ils ont remarqué que pour la plupart des produits, l'impact relatif des processus de

récupérations par option de fin de vie est similaire. On peut donc faire l'hypothèse qu'il ne dépend que de la fin de vie choisie et pas des caractéristiques du module.

Tableau 5.3 : Groupement paramètres pères/paramètres fils et aspects de la fin de vie affectés

Aspect de la fin de vie affecté	Paramètres pères, évaluables en phase de conception préliminaire	Paramètres fils
Revenu de la revente du module usagé	Adaptabilité	Cycle technologique
		Type et attitude du consommateur
		Durée du cycle de design
	Durabilité	Fiabilité, durée de vie
		Conditions d'utilisation, de maintenance, pièces remplacées
	Valeur du module sur le marché	
Coût de fabrication		
Demande et prix des composants usagés		
Prix des nouveaux matériaux		
Revenu de la revente de matériaux recyclés	Quantité de matériaux de valeur	prix des matériaux recyclés
		prix des nouveaux matériaux
Revenu de la revente d'énergie	Capacité calorifique	
Coût de remise en état	État du module en fin de vie	Niveau de propreté en fin de vie
		Type et attitude du consommateur
Coût de désassemblage pièces	Quantité de pièces	
	Niveau d'intégration	Difficulté d'accès pièces
	Attachements des pièces dans le module	
Coût de désassemblage module	Difficulté désassemblage module	Difficulté d'accès module
		Attachements des modules dans le produit
Coût de tri	Quantité de matériaux	
Respect des réglementations	Taux minimum de récupération pièce et matière	
	Taux minimum de récupération d'énergie	
	Poids	Taille, poids, volume
	Standards de récupérations imposés par l'entreprise	
	Quantité de matériaux dangereux	
Collecte	Possibilité de collecte	Taille et volume
		Disponibilité et coût du système de collecte
		Localisation et quantité
Performance environnementale des fins de vie	Intentions environnementales de l'entreprise	
	Impact environnemental des processus de récupération	Impact environnemental du système de collecte
		Impact environnemental de la fabrication
		Quantité de matériaux dangereux

### 5.2.1.2.3 Conclusion

Les autres paramètres pères sont gardés. Nous retenons donc un total de 15 paramètres, évaluables par le concepteur en phase de conception. Ils permettent de représenter l'ensemble des aspects liés au module et à son environnement, ayant une influence sur la fin de vie. En effet, à travers les regroupements effectués, nous nous sommes assurés que l'influence exercée par chaque paramètre trouvé dans la littérature est prise en compte dans celle d'au moins un des 15 paramètres finaux. Par exemple, la durée du cycle technologique d'un module influe sur la possibilité de trouver un potentiel marché pour sa revente. L'adaptabilité du module qui est un des paramètres retenus prend entièrement en compte cet aspect. Seuls les possibilités et caractéristiques du système de collecte n'ont pas été considérées. Ces éléments sont considérés comme un problème à part, qui doit être traité et résolu avant l'application d'ELSEM.

La définition des 15 paramètres finaux est rappelée et précisée ci-après.

- P1. Adaptabilité : c'est la capacité du module en fin de vie à pouvoir s'adapter à un nouveau produit. Cela dépend tout d'abord de la durée de vie du produit que l'on conçoit (DDVp) et qui fixe la durée d'utilisation du module. En effet, le moment où l'on va pouvoir récupérer le module usagé est le moment où le produit complet est retourné au centre de traitement. Par ailleurs, l'adaptabilité dépend également du temps de cycle technologique du module (CTm): si celui-ci n'est pas terminé lorsque l'on récupère le module usagé, cela signifie qu'il existe encore des produits en circulation pour lequel il pourra s'adapter. Il peut s'agir du même produit que celui sur lequel le module était originellement monté, ou un autre modèle de produit dans lequel il peut être monté également. On comprend donc que plus le rapport  $CTm/DDVp$  est grand, plus l'adaptabilité est grande.

- P2. Durabilité : elle est liée à la valeur restante dans le module après son premier usage. Un module durable est un module dont la durée de vie (DDvm) est élevée, assurant ainsi une période assez longue de réutilisation. Comme on s'intéresse à durée de vie restante après le retour du module au centre de traitement, on va définir la durabilité comme le rapport  $DDVm/DDvp$ . Plus ce rapport est élevé, plus la durée de vie du module est grande par rapport à celle du produit et plus il aura un grand potentiel de récupération.

- P3. Valeur du module sur le marché : elle correspond à la somme des coûts engendrés pour le produire: coûts de matière première, de transport, de production, d'administration, etc. En général, plus un module a une forte valeur ajoutée, plus son prix est élevé et plus les utilisateurs sont prêts à en acheter un usagé plutôt qu'un neuf. Par ailleurs, la grande valeur d'un module indique que la plupart des pièces le composant et qu'on va être susceptible de devoir racheter pour le réparer ont également une grande valeur. Cela va impliquer un coût de *remanufacturing* plus élevé que pour un module de faible valeur.

- P4. État en fin de vie : C'est l'état dans lequel l'utilisateur a laissé le module à la fin de vie du produit. Ce paramètre réfère à son état de propreté, son aspect esthétique, ainsi qu'à son état de fonctionnalité (nombre de pièces encore fonctionnelles). Cela dépend de la fiabilité du module et des conditions dans lesquelles il a été utilisé. Un module récupéré en bon état pourra éventuellement être réutilisé, ou remanufacturé à moindre coût.

- P5. Quantité de matériaux de grande valeur : ces matériaux sont ceux qui vont pouvoir être revendus à un coût important après récupération. Parmi les matériaux revendables après recyclage, on trouve les métaux précieux (or, palladium, argent), les métaux (cuivre, aluminium, acier), les plastiques (PEE, PC, PM, ABS...) et le verre.

- P6. Capacité calorifique : elle dépend de la capacité calorifique des matériaux qui le composent. Lorsque celle-ci est élevée, il est préférable d'incinérer le module plutôt que de l'envoyer en décharge car il permettra de produire une grande quantité d'énergie. Les métaux ne produisent pas d'énergie tandis que les plastiques en produisent environ 40MJ/kg. En général, lorsque la capacité calorifique est supérieure à 8MJ/kg, l'incinération est préférée à la mise en décharge.

- P7. Difficulté de désassemblage du module : c'est la difficulté que l'on a à atteindre le module que l'on veut désassembler et à défaire les attachements qui le lient au produit. Elle est directement liée au coût de désassemblage du module (et ne prend pas en compte le coût de désassemblage des pièces constituant le module).

- P8. Niveau d'intégration : elle indique le nombre de fonctions réalisées par une même pièce ou sous-assemblage du module. En général, plus le niveau d'intégration est élevé, plus le module est complexe.

- P9. Quantité de pièces : Une pièce est un élément composant le produit, réalisant une fonction autre que la fonction d'attachement, et qui ne peut être dissociée en plusieurs autres éléments. Autrement dit, les pièces sont le résultat du désassemblage du produit au plus haut niveau possible. Cependant, on ne considère pas les attachements comme des pièces. En général, plus le nombre de pièces est grand, plus désassembler le produit va être long et coûteux. Il en sera donc de même pour les fins de vies nécessitant un désassemblage: *remanufacturing* et Rwd.

- P10. Difficulté de désassemblage des attachements : elle désigne le coût de détachage des attachements entre les pièces à l'intérieur du module, sachant que l'on souhaite garder les pièces en bon état. Ce paramètre participe au coût du désassemblage engendré lorsque l'on choisit le *remanufacturing* ou le Rwd.

- P11. Quantité de matériaux : quand un module possède peu de matériaux, cela augmente la fraction de chaque matériau du même type. Or les modules constitués en grande partie d'un matériau en particulier peuvent être recyclés à moindre prix et pour un bénéfice important. En effet, il suffit juste d'appliquer une méthode adaptée pour récupérer celui-ci en quantité importante. Cette méthode peut être une méthode de séparation mécanique ou magnétique après broyage, ou simplement une opération de désassemblage dans le cas du Rwd. Par exemple, les modules constitués uniquement de matériaux ferreux sont généralement récupérés par une séparation magnétique. Les modules possédant une grande quantité d'aluminium ou de thermoplastiques peuvent également être récupérés par d'autres techniques de séparation (séparation centrifuge, flottation, tamisage, etc.).

- P12. Quantité de matériaux dangereux : ce sont les matériaux difficiles à conserver et traiter. Ils contiennent des substances qui peuvent être corrosives, toxiques, réactives, carcinogénique, infectantes, irritantes ou tout autre chose pouvant être dangereuse pour la santé humaine ou toxique pour l'environnement. Les matériaux qui sont considérés dangereux ou toxiques par les lois et qui doivent être obligatoirement traités sont ceux contenant des substances dites toxiques, définies dans l'amendement (91/689/EEC) de la directive du cadre des déchets

créée par la Commission Européenne en 1991. Si le produit n'est pas débarrassé de ses composants toxiques, il doit être traité au complet comme déchet chimique. Il est donc préférable économiquement de désassembler les modules en contenant pour les traiter séparément. Par ailleurs, des charges sont appliquées aux modules contenant des produits toxiques en grande quantité lorsqu'ils sont incinérés.

- P13. Pourcentage de récupération pièces et matières : en fonction du type de produit et du pays, les lois peuvent imposer un certain taux de récupération qu'il convient de respecter sous peine d'amende. Ce paramètre est à prendre en compte lorsque dans la méthode puisqu'il avantage les fins de vie REU, REM, Rwd et Rwod.

- P14. Pourcentage de valorisation énergétique : les lois peuvent aussi imposer un taux de valorisation énergétique, c'est à dire une quantité de pièces à incinérer après la fin de vie du produit, avec ou sans contrôle des rejets gazeux. On peut donc prendre en compte ce taux pour évaluer le potentiel d'applicabilité de la fin de vie : IER.

- P15. Poids du module : il influe de nombreux aspects : le respect des pourcentages massiques de récupération, les facilités de collecte, les taxes de mise en décharge ou la quantité massique de matériaux de valeur et d'énergie que l'on va pouvoir récupérer.

## **5.2.2 Description des critères d'évaluation et choix de leurs poids d'influence**

Pour choisir les critères d'évaluation des options de la fin de vie, nous avons recherché les principaux aspects que les entreprises prennent en compte pour choisir quel scénario de fin de vie donner à leurs produits. Comme nous l'avons déjà indiqué précédemment, trois grands principaux critères de choix ont été systématiquement considérés dans les méthodes d'évaluation de fin de vie existantes. Ces critères sont le bénéfice économique, le respect des lois et le respect de l'environnement. Le bénéfice économique peut par ailleurs être divisé en deux critères : le coût de traitement, et le revenu entraîné par les ventes. Cela qui nous conduit à considérer quatre principaux critères.

Pour construire la hiérarchie du problème multicritère (Figure 4.1), nous avons décomposé les critères en sous-critères et en sous-sous-critères à partir de l'analyse des processus de récupération. Certains aspects ont été spontanément mis en évidence lors de la recherche des

paramètres d'influence. D'autres ont été trouvés dans la littérature (Brezet & Hemel, 1998; Hammond *et al.*, 1998; Johnson & Wang, 1998; Knemeyer *et al.*, 2002; Srivastava, 2007; Thierry *et al.*, 1995).

La description de chacun des critères et leurs poids relatifs sont donnés ci-après.

### 5.2.2.1 Revenu généré par les ventes

Trois types de ventes peuvent être effectués : la revente de produit (*Reuse* et *Remanufacturing*), la revente de matériaux (Rwd et Rwod) et la revente d'énergie (Incinération).

#### Poids des sous-critères

Pour comparer les revenus générés par la revente de matériaux et la revente d'énergie, nous avons analysé la valeur massique de plusieurs matériaux recyclés et la quantité d'énergie que l'on est capable de récupérer à partir de leur incinération. Ces données ont été trouvées dans (Takeuchi & Saitou, 2006). En supposant que cette énergie est convertie en énergie électrique, on peut donc calculer le revenu généré par l'incinération. Pour cela, nous avons utilisé le prix de l'énergie fourni par l'office de l'énergie du Canada. Il est d'environ 50\$/MWh en 2011 (Office nationale de l'énergie, 2011).

Ces diverses données sont présentées dans le Tableau 5.4. Par exemple, la deuxième colonne du tableau nous indique que l'aluminium recyclé est revendu 0.98\$/kg. En outre, le brûler permet de récupérer 140MJ/kg ce qui est visible dans la troisième colonne. D'après la quatrième colonne, cette énergie peut être revendue 1.94\$/kg. Enfin, la dernière colonne du tableau montre que le revenu de l'incinération est 1.98 fois supérieur au revenu du recyclage.

On remarque que pour la plupart des matériaux, les revenus du recyclage et de l'incinération sont similaires. Par ailleurs, ils sont directement liés au poids du module recyclé ou incinéré. Nous en déduisons donc  $w_{11}=w_{12}=N_{15}$ .

Tableau 5.4 : Comparaison des revenus générés par le recyclage et l'incinération de plusieurs matériaux. Source (Takeuchi & Saitou, 2006) :

Matériaux	Valeur du matériau recyclé en \$/kg (revenu du recyclage)	Énergie récupérée en MJ/kg	Revenu de l'incinération en \$/kg	Rapport revenu incinération/revenu recyclage
Al	0,98	140	1,94	1,98
Acier	0,22	19	0,26	1,20
Cuivre	1,2	85	1,18	0,98
Or	17000	75000	1041,6	0,06
Argent	2700	1400	19,44	0,01
Plomb	1	48	0,67	0,67
Lithium	7,5	1000	13,89	1,85

Par ailleurs, Takeuchi et Saitou ont également fait l'analyse des revenus générés par le recyclage et la revente de différents modules du Power Mac G4 cube fabriqué par Apple Computer. Ces données, présentées dans le Tableau 5.5, montrent que la revente de pièces permet de réaliser un gain économique très important comparé à la revente de matériaux recyclés. Par exemple, pour le circuit 2, la deuxième ligne du tableau indique un revenu de 80\$ dans le cas où il est revendu. Ceci est à comparer avec la troisième ligne qui indique un revenu de 1\$ si il est recyclé. On choisit donc  $w_{11}=VH$ .

Tableau 5.5 : Revenus de la revente et du recyclage de différents modules. Source (Takeuchi & Saitou, 2006) :

	Circuit 1	Circuit 2	mémoire	Lecteur CD	Disque dur	Batterie
Revenu de la revente (\$)	350	80	57	40	60	5
Revenu du recyclage (\$)	1,5	1	0,36	0,3	0,37	0,12

### Sous-sous-critères

La revente de modules réutilisés dépend par ailleurs de trois importants sous-sous critères qui traduisent l'existence ou non d'un marché potentiel de seconde main ainsi que son importance.

D'après Brezet & Hemel (1998), plus le prix initial d'un module est important, plus le marché de seconde main est important. Par exemple, le marché de seconde main pour les véhicules est grand

et varié, tandis que celui des télévisions l'est moins. Ainsi, quand le prix initial diminue, le prix du module de seconde main sera dans la plupart des cas déterminé par la demande.

Un autre aspect, mis en évidence par Rose *et al.* (1998) et Brezet & Hemel (1998) est la possibilité d'adapter le module sur d'autres produits, sous-sous-critère directement lié au paramètre d'influence *adaptabilité*. Pour être capable de revendre un module, il faut que l'utilisateur puisse le réutiliser dans un produit identique ou similaire à celui pour lequel il avait été conçu initialement. Quelque soit la valeur initiale du module, il n'y aura pas de marché possible si celui-ci n'est pas réutilisable sur un autre produit. Le sous-sous-critère *Possibilité de réutilisation sur un autre produit* aura donc un poids bien plus grand que le sous-sous-critère *Valeur initiale du module sur le marché*.

Le dernier sous-sous-critère que l'on peut retenir pour le revenu entraîné par la revente du produit est la *Valeur restante dans le module*. Un module en très mauvais état et donc inutilisable ne sera jamais revendu. Ce sous-sous-critère a une importance encore plus élevée que la *Possibilité de réutilisation sur un autre produit*. Pour le montrer, considérons un rétroviseur R monté sur une voiture V1 de type T. Même si R ne s'adapte pas sur d'autres types de voitures que le type T, il est probable qu'après la fin de vie de V1, un autre utilisateur possède une voiture V2 également de type T et ait besoin du rétroviseur. La *Possibilité de réutilisation sur un autre produit* n'est donc pas un critère éliminatoire, c'est-à-dire obligatoirement nécessaire à la réalisation d'un revenu de revente. Cependant, si R est en trop mauvais état après la fin de vie de V1, ni les utilisateurs possédant une voiture d'un type différent, ni les utilisateurs possédant une voiture de type T n'achèteront R. La *Valeur restante dans le module* est donc un critère éliminatoire.

Nous avons donc retenu pour les poids des critères  $w_{112}=L$ ,  $w_{111}=H$  et  $w_{113}=VH$ .

### 5.2.2.2 Coût de traitement

Low *et al.*, (2002) et Mathieux *et al.* (2008) ont dressé la liste des principaux processus élémentaires de traitement, pour les 6 options de fin de vie considérées. Cela nous permet de mettre en valeur les principales sources de dépenses en fin de vie des modules. Nous avons donc retenu :

- désassemblage qui inclut l'extraction des éléments à récupérer, tri manuel, inspections et tests, nettoyage et remise en état et remplacement des pièces hors d'usage (opérations manuelles);
- tri : coût de tri automatique des matériaux broyés (pour le Rwod) par les machines, utilisant les procédés de tri adaptés (tri par vibrations, séparation magnétique...);
- procédés de recyclage des matériaux récupérés (broyage, fonte, affinage);
- mise en décharge : taxes de mise en décharge imposées par la loi;
- logistique : transport des produits récupérés, transport et distribution des produits de seconde main, organisation de la récupération et des opérations de traitement;
- emballage des produits réutilisés et remanufacturés;
- autres : création des nouvelles notices d'utilisation, des nouveaux étiquetages, etc.

Trois sous-critères ont donc été créés pour le *coût du désassemblage*, le *coût du tri* et le *coût de mise en décharge* des modules. La logistique, l'emballage, les procédés de recyclage et autres ne dépendent pas ou peu des caractéristiques du module. Ils ont donc été regroupés en un seul et même sous-critère : *coûts administratifs*.

#### Poids des sous-critères

Pour estimer les poids relatifs de ces sous-sous-critères, nous avons réutilisé (i) l'étude de Takeuchi & Saitou (2006) qui indique les différents coûts induits par le traitement en fin de vie des modules du Power Mac G4 Cube et (ii) les recherches effectuées par Bhuie *et al* (2004) qui précisent divers coûts pour le recyclage des ordinateurs et des téléphones cellulaires. Ceux-ci sont relatés dans le Tableau 5.6. La première ligne de ce tableau indique la source utilisée pour les données. La deuxième ligne dresse la liste des modules étudiés. Les lignes suivantes indiquent les différents coûts associés aux critères donnés dans la première colonne. Par exemple, les coûts administratifs du traitement en fin de vie d'un ordinateur comprennent les coûts de transport (0.43\$) et d'affinage (7.87\$) ce qui fait un total de 8.3\$. Les coûts de désassemblage sont quant à eux de 2.75\$, les coûts de tri de 3.5\$ et les taxes de mise en décharge de 5\$.

Tableau 5.6 : Coûts de traitement de divers modules et produits en \$/module

Source	(Bhuie, et al., 2004)		(Takeuchi & Saitou, 2006)					
Coûts (\$)	ordinateur	téléphone	Circuit 1	Circuit 2	mémoire	Lecteur CD	Disque dur	Batterie
<b>Administratif</b>								
Transport	0,43	0,35	0,062	0,041	0,0083	0,1	0,1	0,0041
Affinage	7,87	0,32	-	-	-	-	-	-
Total	8.3	0.67	0.062	0.041	0.0083	0.1	0.1	0.0041
<b>Désassemblage</b>	2,75	0,03	180	40	29	20	30	2,5
<b>Tri</b>	3,5	-	-	-	-	-	-	-
<b>Mise en décharge</b>	5	0,03	0,006	0,004	0,0008	0,01	0,01	0,0004

Le coût de désassemblage dans l'étude de Bhuie *et al.* est faible mais n'inclut que l'extraction des pièces. Nous utilisons donc plutôt pour évaluer son poids l'étude de Takeuchi & Saitou. En effet, celle-ci prend en compte également les coûts de remise en état, de tri et de remplacement de pièces dans le coût de désassemblage, ce qui se rapproche donc plus de notre cas d'étude. Or, pour tous les modules du Power Mac G4 Cube considérés, le coût de désassemblage est beaucoup plus élevé que les autres coûts. On fixe donc  $w_{22}=VH$ .

Pour les coûts administratifs, on utilise l'étude de Bhuie *et al.* car elle inclue à la fois le coût de recyclage (affinage) et les coûts de transport. Ceux-ci sont relativement élevés, et on peut imaginer qu'ils le seraient encore d'avantage si on incorporait également l'emballage et autres coûts divers que nous avons considérés. On choisit donc  $w_{21}=H$ .

Les données sur les coûts de tri sont insuffisantes mais on peut penser qu'ils restent très faibles comparés aux autres dépenses. En effet, dans notre cas nous ne prenons en compte que le tri automatique qui est en général effectué par séparation magnétique ou mécanique et ne demande que le prix de l'énergie utilisée pour alimenter les machines. D'où  $w_{23}=VL$ .

Enfin, le coût de mise en décharge est variable et dépend directement du poids du produit ou module (pour un ordinateur, produit relativement lourd, il est de 5\$ alors que pour un téléphone, il est de 0.3\$) donc  $w_{24}=N_{15}$ .

### Sous-sous-critères

Comme nous l'avons vu, les coûts de désassemblage incluent de nombreux éléments en considération. Nous avons donc décidé de diviser ce critère en trois sous-sous-critères :

- le coût d'extraction du module : désassemblage et réassemblage du module (dans le cas où c'est le produit au complet qui est revendu);
- le coût d'extraction des pièces : désassemblage et réassemblage des pièces constituant le module;
- le coût de réparation des pièces endommagées ou d'achat de nouvelles pièces.

Pour déterminer le poids de ces sous-sous-critères, nous utilisons l'étude menée par (Hammond, *et al.*, 1998). Il s'agit d'un sondage réalisé pour différents remanufactureurs de l'industrie automobile dans le but d'identifier les critères qui affectent le plus la remanufacturabilité d'un produit. Une des questions posée dans ce sondage est : « quels sont les aspects rendant un produit difficile à remanufacturer ? ». Les pourcentages des différentes réponses sont présentés Figure 5.6.

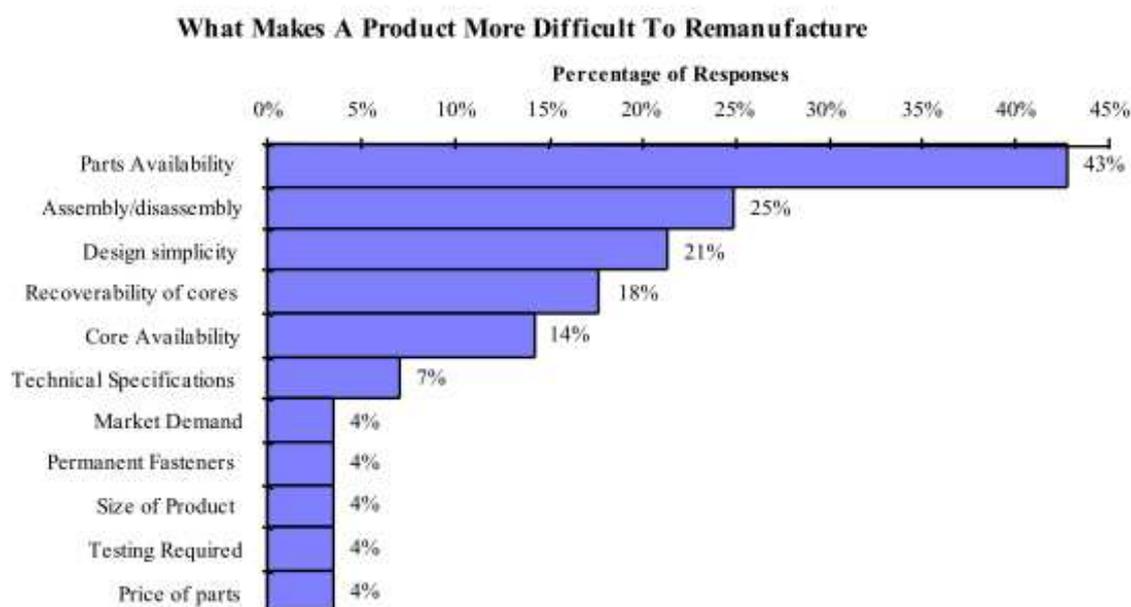


Figure 5.6 : Résultats du sondage concernant les principaux aspects rendant un produit difficile à remanufacturer. Source (Hammond *et al.*, 1998) :

On remarque que respectivement 43% et 25% des personnes interrogées ont indiqué que la disponibilité des pièces et l'assemblage et désassemblage de celles-ci sont le point le plus problématique dans le remanufacturing. En supposant que la difficulté est représentative du coût, nous choisissons donc  $w_{221}=VH$ . La récupération des modules (*Recoverability of cores*) et leur disponibilité apparaissent également modérément difficiles avec des pourcentages de réponse de 18% et 14%. D'où  $w_{222}=M$ . Enfin, seulement 4% des remanufactureurs ont considéré le prix des pièces comme l'élément le plus difficile :  $w_{223}=VL$ .

### 5.2.2.3 Concordance avec les lois

Après étude des lois européennes WEEE, ELV, RoHS et REACH, nous avons retenus trois importants aspects qui influencent le choix de la fin de vie des modules :

- le traitement correct des matériaux dangereux : de nombreuses lois règlementent et limitent l'utilisation de substances dangereuses dans certains types de produit. Ceci dans le but de réduire la quantité de rejets nocifs pour l'environnement dans le sol et dans l'atmosphère. Citons la directive Européenne RoHS imposant une concentration maximale de 0.1% par kg de plomb, mercure et chrome hexavalent et de 0.001% de cadmiun dans les produits électriques et électroniques (Selin & VanDeveer, 2006);
- le respect du pourcentage imposé de récupération pièce et matière : cela comprend le recyclage, la réutilisation et le *remanufacturing*. Par exemple, la directive américaine sur les déchets d'emballages impose une récupération massique d'au moins 50%, avec un taux de recyclage minimum de 25% (Toffel, 2003);
- le respect du pourcentage de récupération énergétique imposé : cela concerne l'incinération. La directive européenne sur la fin de vie des véhicules (2000) stipule par exemple que ceux-ci doivent être valorisés énergétiquement à 5% de leur poids depuis 2006. Ce taux passera à 10% en 2015 (Gehin *et al.*, 2008).

Le non respect de la loi RoHS et des obligations de taux de récupération imposés par WEEE sont sanctionnés d'une amende de 5<sup>ème</sup> classe, c'est-à-dire de 1500 euros. Ces trois sous-critères sont donc importants. Cependant, il faut se rappeler que l'on évalue la fin de vie du produit module par module. Par conséquent, le non respect des taux massiques de

récupération pour un module n'entraîne pas leur non respect pour le produit. Pour parvenir au respect des pourcentages de récupération imposés, il faut se concentrer sur les modules qui ont la plus grande masse car ces pourcentages sont massiques. C'est pourquoi on attribue des poids  $w_{32}=w_{33}=N_{15}$ . Pour le traitement correct des matériaux dangereux qui ne dépend pas de la masse, on conserve  $w_{31}=H$ .

#### **5.2.2.4 Performance environnementale**

La performance environnementale dépend de la nocivité des matériaux rejetés dans le sol et l'atmosphère et de la pollution engendrée par l'ensemble des processus de récupération en fin de vie (transport, lignes de démontage, recyclage). Elle prend également en compte la diminution de l'impact environnemental que l'on a réalisé en choisissant une fin de vie réduisant les besoins en énergie pour la création de nouveaux produits. Par exemple, utiliser des produits recyclés permet d'éviter l'extraction de nouveaux matériaux. Par ailleurs, remanufacturer un produit économise l'énergie qu'il aurait fallu fournir pour fabriquer toutes les pièces qui sont encore en bon état et utilisable dans le produit récupéré.

Comme ce paramètre est difficile à évaluer en phase de conception préliminaire, nous avons décidé de ne pas décomposer ce critère en sous critères.

### **5.2.3 Calcul des performances de chaque option de fin de vie selon chaque critère, en fonction des paramètres d'influence**

Comme on l'a vu précédemment, chaque paramètre est évalué par le concepteur en phase de conception de produit par une note floue. Il utilise pour cela les termes linguistiques définis dans la Figure 4.2, excepté le paramètre  $P_{15}$  qui nécessite l'utilisation de la Figure 4.3. La note floue attribuée à un paramètre  $P_n$  est notée  $N_n$ .

Certaines performances  $z_{11}$  dépendent de cette évaluation et seront calculées à partir des notations  $N_n$  données par le concepteur.

Dans la plupart des cas, la relation entre la performance de la fin de vie selon un sous-sous-critère donné et la notation du paramètre influençant cette performance est évidente et abouti à une égalité. Par exemple, le coût d'extraction du module pour la réutilisation ( $Z_{C_{22}}(1,3)$ ) est

directement lié à la difficulté de désassemblage du module ( $P_7$ ). En effet, plus il est difficile de désassembler le module, plus le coût est élevé. Cela est représenté dans la Figure 5.7. Elle représente l'évolution du coût d'extraction du module en fonction de la difficulté de désassemblage de celui-ci. Comme les nombres flous ne peuvent pas être représentés directement sur des axes, nous les avons considéré comme des nombres réels égaux à leur valeur moyenne.

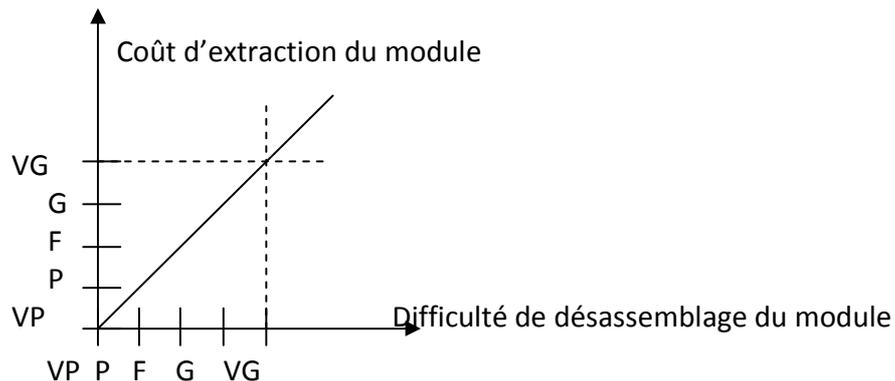


Figure 5.7 : Relation entre la performance du cout d'extraction du module pour la fin de vie Reuse et la difficulté d'extraction

On en déduit donc  $z_{13}=N7$ .

Les différentes performances et leurs calculs sont décrits ci-dessous.

### 5.2.3.1 Performances liées au critère $C_1$ : revenu possible

Ces performances sont données dans le Tableau 5.7. Les colonnes correspondent aux différents sous-critères et sous-sous-critères liés au critère : *Revenu possible*. Les lignes indiquent leurs différents poids ainsi que les 6 options de fin de vie pour lesquelles on veut calculer les performances. Par exemple, si l'on suppose que la note floue attribuée au paramètre  $P_3$  (valeur du module) est égale à  $N_3=H$ , la performance du *remanufacturing* vis-à-vis du sous-sous-critère : *Valeur initiale du module sur le marché* sera égale à  $H$ .

Tableau 5.7 : Performances liées au critère  $C_1$  : Bénéfice économique possible

	$C_{11}$ Revente de produit de seconde main			$C_{12}$ revente de matériaux recyclés	$C_{13}$ Revente d'énergie récupérée
	VI			$N_{15}$	$N_{15}$
	$C_{111}$ Possibilité de réutilisation sur un autre produit	$C_{112}$ Valeur initiale du module sur le marché	$C_{113}$ Valeur restante dans le module	$C_{121}$	$C_{131}$
$W_{1k}$	VH	$N_{15}$	$N_{15}$		
REU	$N_1$	$N_3$	$\frac{VG}{VG - VP} \sqrt{(N_4 - VP)(N_2 - VP)}$	(0,0,0)	(0,0,0)
REM	$N_1$	$N_3$	VG	(0,0,0)	(0,0,0)
Rwd	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	$N_5$	(0,0,0)
Rwod	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	$N_5 * \frac{F}{VG}$	(0,0,0)
IER	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	$N_6$
DISP	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)

Certaines performance nécessitent une attention particulière car ne sont pas évidentes.

La formule de  $Z_{C_{11}}(1,3)$  (valeur restante dans le module pour la réutilisation) donnée dans le Tableau 5.6 permet de traduire que si l'état du produit en fin de vie et/ou sa durabilité sont égale(s) à VP, la valeur restante dans le produit en fin de vie est considérée comme nulle. Il faut par ailleurs que ces deux paramètres soient très importants pour que  $C_{113}$  le soit aussi. De plus, la valeur restante dans le produit pour le *remanufacturing* ( $Z_{C_{11}}(2,3)$ ) est toujours VG car on considère que le produit a été remis à neuf.

Les expressions de  $Z_{C_{12}}(3,1)$  et  $Z_{C_{12}}(4,1)$  (bénéfice entraîné par la revente des matériaux pour le recyclage avec et sans désassemblage) montrent que plus la quantité de matériaux de grande valeur est importante, plus le bénéfice est important. C'est pourquoi  $Z_{C_{12}}(3,1)=N_5$ . Par ailleurs, le bénéfice entraîné par la revente des matériaux est en général plus faible pour le Rwod que pour le Rwd. Les matériaux récupérés après Rwod sont en effet souvent contaminés et ont une application commerciale limitée (Pagell *et al.*, 2007). Pour une quantité de matériaux de grande valeur très importante, on considérera donc que le bénéfice du Rwd est très important (VG) tandis que le bénéfice du Rwod est moyen (F), comme décrit dans la Figure 5.8.

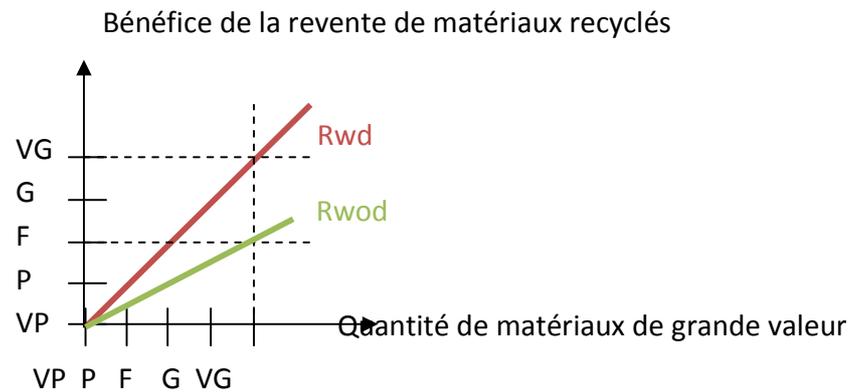


Figure 5.8: Bénéfice de la revente de matériaux pour le Rwd et le Rwod en fonction de la quantité de matériaux de grande valeur

D'après cette figure, on obtient :

$$Z_{C_{12}}(4,1) = \frac{F}{VG} \times N_5$$

Enfin, de la même manière que pour le bénéfice de la revente des matériaux pour le recyclage, le bénéfice de la revente d'énergie pour l'incinération est directement lié à la capacité calorifique du module  $P_6$ . D'où  $Z_{C_{13}}(5,1) = P_6$ .

### 5.2.3.2 Performances liées au critère C2 : coût de traitement

Elles sont données dans le Tableau 5.8, qui se lit de la même manière que le Tableau 5.6.

Tableau 5.8 : Performances liées au critère C2 : Coût de traitement

	C <sub>21</sub> Coûts administratifs	C <sub>22</sub> Coûts de désassemblage			C <sub>23</sub> Coûts de tri	C <sub>24</sub> Coûts de mise en décharge
	H	VH			H	L
	C <sub>211</sub> Coûts administratifs	C <sub>221</sub> Coûts d'extraction du module	C <sub>222</sub> Coûts de réparation ou d'achat de pièces	C <sub>223</sub> Coûts d'extraction des pièces	C <sub>231</sub> Coûts de tri	C <sub>241</sub> Coûts de mise en décharge
W <sub>2k</sub>		M	H	VH		
REU	VG	N <sub>7</sub>	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)
REM	VG	N <sub>7</sub>	N <sub>4</sub> <sup>-1</sup>	$\frac{N_8 + N_9 + N_{10}}{3}$	(0,0,0)	(0,0,0)
Rwd	F	N <sub>7</sub>	(0,0,0)	$\frac{N_8 + N_{11} + N_{10}}{3}$	(0,0,0) (compris dans le désassemblage)	(0,0,0)
Rwod	P	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	N <sub>11</sub>	(0,0,0)
IER	VP	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)
Disp	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	(0,0,0)	N <sub>15</sub>

La notation  $N_n^{-1}$  signifie que la performance est d'autant plus importante que la note du paramètre est faible. Si  $N_n=VG$ , alors  $N_n^{-1}=VP$  ; si  $N_n=G$ , alors  $N_n^{-1}=P$  ; si  $N_n=F$ , alors  $N_n^{-1}=F$ , etc.

Pour la réutilisation et le *remanufacturing*, les coûts administratifs sont très importants. En effet, toute une organisation doit être mise en place pour pouvoir stocker, emballer, transporter et revendre les produits usagés, surtout lorsque les acheteurs sont des particuliers. Pour le recyclage, les recycleurs ont en général des accords avec des entreprises qui rachètent les matériaux ce qui rend la revente plus simple. Le coût de stockage est donc moins élevé. Cependant, on a pris en compte dans les coûts administratifs les procédés de recyclage comme le broyage ou l'affinage, si bien que les coûts restent tout de même modérés. Ils sont de plus légèrement supérieurs pour le Rwd qui demande une organisation supplémentaire pour le désassemblage du produit. On a donc considéré  $Z_{C21}[3,1]=F$  et  $Z_{C21}[4,1]=P$ . Les coûts administratifs pour l'incinération restent quant à eux faibles car ils ne comprennent que le transport des déchets vers les centres d'incinération et le contrôle des rejets gazeux:  $Z_{C21}(5,1)=P$ .

Pour le coût d'extraction des pièces pour le *remanufacturing* et le Rwd ( $Z_{C22}(2,3)$  et  $Z_{C22}(3,3)$ ), le niveau d'intégration et les attachements sont pris en compte. Par ailleurs, pour le

*remanufacturing*, les éléments désassemblés sont des pièces de sorte que l'augmentation du nombre de pièces entraîne l'augmentation du coût de désassemblage. Pour le Rwd, on cherche plutôt à récupérer des ensembles de pièces qui appartiennent à la même famille de matériaux. C'est pourquoi nous avons plutôt considéré le nombre de matériaux plutôt que le nombre de pièces.

### 5.2.3.3 Performances liées au critère C3 : concordance avec les lois

Elles sont données dans le Tableau 5.9, qui se lit de la même manière que le Tableau 5.6.

Tableau 5.9 : Performances liées au critère C3 : Concordance avec les lois

	C <sub>31</sub> Traitement correct des matériaux dangereux	C <sub>32</sub> Respect des taux de récupération pièce et matière imposés	C <sub>33</sub> Respect du taux de récupération d'énergie imposé
	H	N <sub>15</sub>	N <sub>15</sub>
	C <sub>311</sub> Traitement correct des matériaux dangereux	C <sub>321</sub> Respect des taux de récupération pièce et matière imposés	C <sub>331</sub> Respect du taux de récupération d'énergie imposé
REU	G	N <sub>13</sub>	(0,0,0)
REM	G	N <sub>13</sub>	(0,0,0)
Rwd	G	N <sub>13</sub>	(0,0,0)
Rwod	G	N <sub>13</sub>	(0,0,0)
IER	N <sub>12</sub> <sup>-1</sup>	(0,0,0)	N <sub>14</sub>
Disp	N <sub>12</sub> <sup>-1</sup>	(0,0,0)	(0,0,0)

On fait l'hypothèse que dans le cas de la réutilisation, du *remanufacturing*, du Rwd, et du Rwod, une dépollution a toujours lieu et que ce n'est pas le cas pour l'incinération et la mise en décharge. Pour ces dernières fins de vie, le respect des lois diminue donc avec l'augmentation de la quantité de matériaux dangereux.

Par ailleurs, plus les taux de récupération pièce, matière et énergie sont importants, plus les fins de vie concernées sont en accord avec le respect des lois. Cependant, ce taux qui est exprimé en poids dépend bien entendu également du poids du module. C'est pourquoi nous avons pondéré  $Z_{C32}(i,1)$  et  $Z_{C33}(i,1)$  par  $N_{15}$ .

### 5.2.3.4 Performances liées au critère C4: performance environnementale

Elles sont données dans le Tableau 5.10, qui se lit de la même manière que le Tableau 5.6.

Tableau 5.10 : Performances liées au critère C4: Performance environnementale

	C <sub>41</sub> Performance environnementale
	C <sub>411</sub> Performance environnementale
REU	VG
REM	G
Rwd	F
Rwod	P
IER	$N_{12}^{-1} \times N_{15}^{-1} \times \frac{P}{VG^2}$
Disp	$N_{12}^{-1} \times N_{15}^{-1} \times \frac{VP}{VG^2}$

Comme précisé précédemment, on fait l'hypothèse que la performance environnementale ne dépend que de la fin de vie choisie et non pas des caractéristiques du module. Ceci, excepté pour l'incinération et la mise en décharge qui impactent d'autant plus l'environnement que la quantité de matériaux dangereux  $N_{12}$  est importante. De plus, nous rajoutons un facteur de poids  $N_{15}$  puisque cet impact augmente également avec le poids du module. Lorsque le poids est très faible et la quantité de matériaux très faible, les performances environnementales de IER et Disp restent tout de même respectivement faibles et très faibles (la performance de l'incinération reste supérieure à celle de la mise en décharge puisque elle permet d'éliminer les déchets solides qui pourraient contaminer le sol à long terme). Nous avons traduit cela en rajoutant les facteurs  $\frac{P}{VG^2}$  et  $\frac{VP}{VG^2}$ . L'évaluation de l'impact de la réutilisation, du *remanufacturing*, du Rwd et du Rwod a été faite en se basant sur l'échelle de Lansink décrite en sous-section 2.1.2: ces différentes fins de vie citées dans cet ordre sont classées par impact environnemental croissant.

## 5.3 Procédure d'utilisation de la méthode ELSEM

Précédemment, nous avons vu le fonctionnement de la méthode ELSEM. Il s'agit d'une application de la méthode multicritère TOPSIS, implémentée avec diverses données concernant la fin de vie des modules. La méthode étant construite, nous allons préciser dans cette section

comment le concepteur va concrètement pouvoir l'utiliser. Autrement dit, nous allons voir quelles sont les données qu'il devra fournir et quelle est la procédure qu'il devra suivre. Cette procédure est implémentée à l'aide d'un outil réalisé sur Microsoft Excel et décrit en Annexe 1.

Avant d'appliquer la méthode, le concepteur a pris connaissance du produit à reconcevoir et de ses caractéristiques, des spécifications imposées pour le nouveau produit et de la stratégie de fin de vie fixée par l'entreprise. Il sait notamment si le produit va être ou non récupéré par un système de collecte. Basé sur ces informations, il développe des idées générales de conception pour le futur produit durant la phase de conception préliminaire: ses modules principaux, leurs fonctions, leur complexité, les types d'attachements utilisés, etc.

C'est une fois cette analyse réalisée qu'il utilise ELSEM, afin de pouvoir évaluer les différentes options de fins de vie des modules précédemment identifiés. Cela permettra de choisir le scénario le plus adapté pendant les négociations avec le reste de l'équipe. Puis, la conception détaillée pourra être poursuivie en optimisant les paramètres de fin de vie pour ce scénario.

Les différentes étapes à suivre pour l'utilisation d'ELSEM sont représentées Figure 5.6 et sont décrites ci-après. La Figure 5.9 présente chaque étape en deux parties: l'action que doit effectuer le concepteur et l'outil utilisé pour le réaliser. Par exemple, pour l'étape 2, le concepteur doit choisir le poids des critères. Pour cela, il s'appuie sur les intentions de l'entreprise.

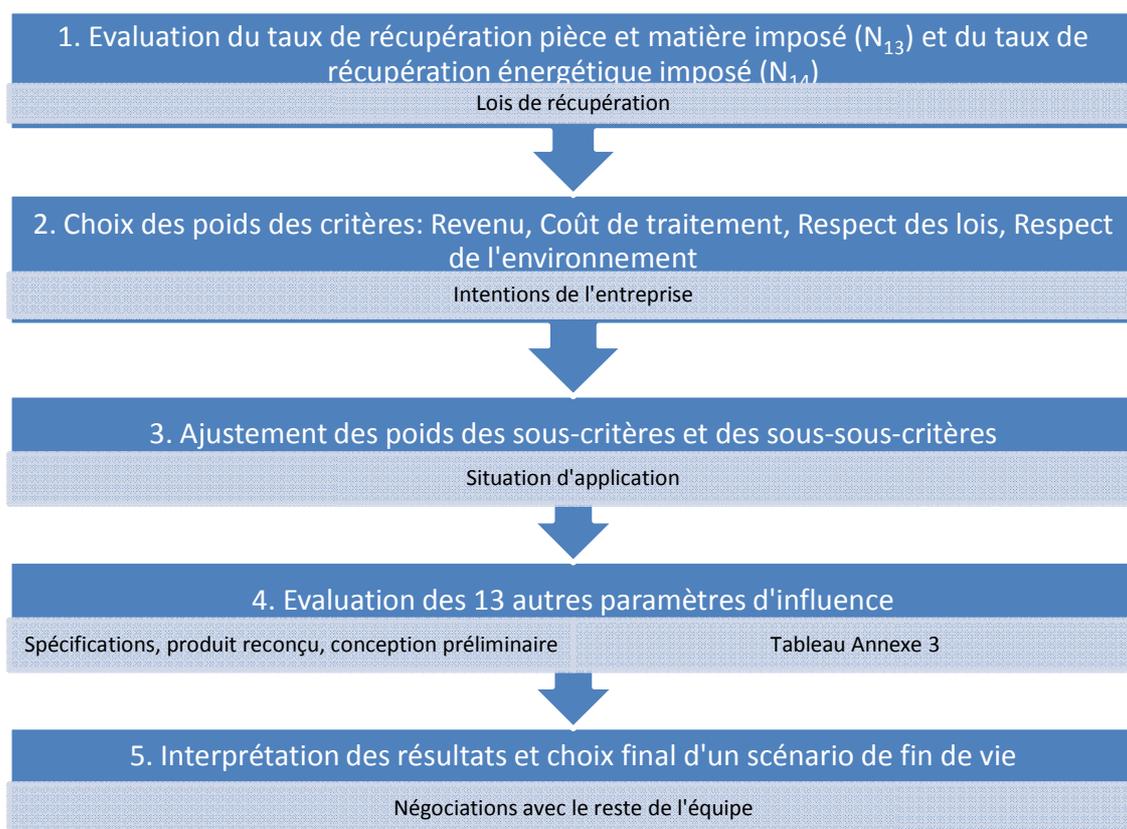


Figure 5.9 : Procédure d'utilisation d'ELSEM : étapes principales et outils utilisés pour réaliser ces étapes

#### Évaluation du taux de récupération pièce et matière et du taux de récupération énergétique imposé

En fonction du pays d'application et du produit étudié, ces taux peuvent varier. Par exemple, pour les produits électriques et électroniques en Europe, la directive WEEE s'applique. En fonction du produit, elle impose un taux de récupération massique total minimal de 70% à 80% et un taux de récupération massique pièce et matière de 50% à 80%. Aux États-Unis, la directive ELV stipule depuis 2006 que tous les véhicules –neufs ou plus anciens –doivent être valorisés à 85% de leur poids. Ce taux doit comprendre 80% pour le recyclage pièces et matières et 5 % pour la valorisation énergétique. Par ailleurs en 2015, ces mêmes véhicules devront être valorisés au minimum à 95 % de leur poids, 85 % pour le recyclage pièces et matières, et 10% pour la valorisation.

Cette évaluation concerne le produit au complet et c'est pourquoi elle doit être réalisée une bonne fois pour toute, au début de la méthode.

#### Choix des poids des critères

Pour faire ce choix, le concepteur se base sur les préférences et intentions de l'entreprise. En règle générale, même si l'entreprise veut respecter l'environnement pour des soucis de réglementation ou d'image, elle souhaite tout de même réaliser un bénéfice économique non négligeable. Le poids des critères de revenus et coût sont donc généralement élevés comparé aux autres. Les poids du respect des lois et du respect de l'environnement dépendent ensuite de ses objectifs stratégiques.

Par ailleurs, il est à noter que le poids du respect des lois est bien souvent lié à celui des coûts de traitement puisque le non-respect des lois peut entraîner des amendes qui sont bien souvent non négligeables. Cependant, augmenter trop le poids du respect des lois pour tous les modules entraîne souvent un taux de récupération bien plus élevé que celui imposé. Ceci est dû au fait que les taux sont applicables au produit au complet et non à chaque module (ce n'est pas parce qu'un module ne respecte pas un taux de récupération qu'il en sera de même pour le produit). Il n'est donc pas utile de donner un poids très important aux lois pour que celles-ci soient respectées. C'est plutôt lors de la construction du scénario final réalisé pendant les négociations qu'il faut s'assurer de leur respect.

#### Ajustement des poids des sous-critères et des sous-sous-critères

Les poids qui ont été donnés sont ceux qui ont le plus de chance d'être utilisés car ils ont été choisis en supposant que le cycle de vie du produit se déroule dans un pays développé. Or les entreprises qui souhaitent améliorer leur image et œuvrer pour l'environnement et qui ont la plus grande probabilité d'utiliser ELSEM sont des grandes entreprises des pays du Nord.

Cependant, en fonction du pays d'application et du produit, il peut arriver que ces poids doivent être modifiés pour être bien adaptés. Par exemple, dans un pays où le coût de la main-d'œuvre est très faible comme la Thaïlande, il faudra diminuer le poids des coûts de désassemblage qui incluent toutes les opérations manuelles. De même, les coûts de mise en décharge peuvent être très importants pour une voiture en Europe, mais très faible pour cette même voiture en

Amérique du sud. Là encore il faudra effectuer les modifications nécessaires en fonction de la situation.

### Évaluation des 13 autres paramètres d'influence

Pour cela, le concepteur se base sur le produit à reconcevoir et les spécifications du nouveau produit. Le Tableau 5.10 apporte des suggestions de correspondance entre la valeur des paramètres et les différentes notes floues possibles. Par exemple, supposons que le concepteur veuille attribuer une note floue à l'adaptabilité du module et qu'il sache que la valeur de  $CT_m/DDV_p=0.9$ . Cela signifie qu'il se trouve dans la situation de la quatrième colonne du tableau et qu'il devrait choisir  $N_1=M$ . Ces informations sont données à titre indicatives, dans le cas où le concepteur a besoin d'une aide supplémentaire pour évaluer un certain paramètre. La plupart du temps, son intuition et son expérience devraient suffire pour choisir une variable linguistique appropriée.

Cette évaluation doit être faite pour chaque module dont on veut évaluer la fin de vie.

Tableau 5.11 : Aide pour la notation floue des 15 paramètres d'influence

Paramètre	Notation floue				
	VP	P	M	H	VH
Adaptabilité	$\frac{CT_m}{DDV_p} \leq 0,5$	$0,5 < \frac{CT_m}{DDV_p} \leq 4/5$	$4/5 < \frac{CT_m}{DDV_p} \leq 1$	$1 < \frac{CT_m}{DDV_p} \leq 4/3$	$4/3 < \frac{CT_m}{DDV_p} \leq 4$
Durabilité	$\frac{DDV_m}{DDV_p} \leq 0,5$	$0,5 < \frac{DDV_m}{DDV_p} \leq 1$	$1 < \frac{DDV_m}{DDV_p} \leq 1,5$	$1,5 < \frac{DDV_m}{DDV_p} \leq 2$	$2 < \frac{DDV_m}{DDV_p}$
Valeur du module	Appartient aux modules les moins chers du produit	Faible prix	Prix moyen	Prix élevé	Appartient aux modules les plus chers du produit
État en fin de vie	Très mauvais état: perte de fonction, dommages irréparables	Mauvais état: perte de fonction, réparable à coût élevé	État moyen: pas de perte de fonction, état de propreté faible et/ou aspect esthétique dégradé	Bon état: pas de perte de fonction, état de propreté/esthétique acceptable (réutilisation directe possible)	Très bon état: aucune réparation ou remise en état nécessaire
Quantité de matériaux de grande valeur	Fraction importante d'acier	Fraction importante de PVC et/ou verre	Fraction importante d'aluminium et/ou ABS	Fraction importante de cuivre, aluminium, PEE, PC et/ou PM	Présence de métaux précieux
Capacité calorifique	Pièce presque uniquement constituée de métal ou capacité	Faible quantité de plastique	Entre 8MJ/kg et 20MJ/kg	Entre 20MJ/kg et 40MJ/kg ou Quantité moyenne de plastique	>40MJ/kg ou grande quantité de plastique

Tableau 5.12 : Aide pour la notation floue des 15 paramètres d'influence (suite)

	calorifique quasiment nulle				
<b>Difficulté de désassemblage du module</b>	Accès ne nécessitant pas de désassemblage préalable, attachements facilement détachables	Accès ne nécessitant pas de désassemblage préalable, attachements difficilement détachables	Désassemblage préalable de 1 à 3 modules, attachements facilement détachables	Désassemblage préalable de 1 à 3 modules, attachements difficilement détachables	Désassemblage préalable de plus de 3 modules, attachements difficilement détachables
<b>Niveau d'intégration</b>	Très faible	Faible	Moyen	Élevé	Très élevé
<b>Quantité de pièces</b>	De une à trois pièces	Nombre de pièce compris entre 3 et 10	Nombre de pièces compris entre 10 et 50	Nombre de pièces compris entre 50 et 100	Supérieur à 100
<b>Difficulté de désassemblage des attachements</b>	Majorité des détachements très aisés, coûts très faibles	Majorité des détachements à coût raisonnable sans détérioration de pièce	Majorité des détachements possibles sans détériorer les pièces mais coût élevé	Majorité des détachements possibles mais coût élevé et pièces détériorées	Majorité des détachements impossibles sans détruire les pièces
<b>Quantité de matériaux</b>	Monomatériau	Un matériau >50% du poids	Multimatériaux facilement séparables	Multimatériaux difficilement séparables	Multimatériaux inséparables
<b>Quantité de matériaux dangereux</b>	Produit ne contenant pas de substance dangereuse	Produit classé non dangereux mais susceptible de créer un léger risque/un risque pas encore prouvé pour l'eau, l'air, le sol, la faune ou la flore	Produit classé non dangereux mais pouvant créer un risque modéré pour l'eau, l'air, le sol, la faune ou la flore	Produit classé non dangereux mais pouvant créer un risque important pour l'eau, l'air, le sol, la faune ou la flore	Produit classé dangereux selon la directive 91/689/CEE
<b>Pourcentage de récupération pièces et matières</b>	Pas de spécification concernant le pourcentage de récupération	Pourcentage faible de récupération imposé	Pourcentage moyen	Pourcentage élevé	Pourcentage très élevé
<b>Pourcentage de valorisation énergétique</b>	Pas de spécification concernant le pourcentage de récupération	Pourcentage faible de récupération imposé	Pourcentage moyen	Pourcentage élevé	Pourcentage très élevé
<b>Poids du module</b>	poids<1kg	1<poids<10kg	10<poids<50kg	50<poids<100kg	poids>100kg

### Interprétation des résultats

ELSEM donne une notation sur 1 de chacune des options. Plus la note se rapproche de 1, plus l'option de fin de vie correspondante est idéale. Cette notation est une aide pour les négociations aboutissant au choix final d'un scénario de fin de vie. Ce choix est fait en prenant en ayant une perspective produit plutôt que module. Il est réalisé en tenant compte de l'ensemble des modules,

des lois, des coûts et revenus, de la faisabilité des paramètres de conception correspondants et de la stratégie de fin de vie fixée par l'entreprise. Il faudra dans la mesure du possible éviter de choisir les fins de vie les moins bien notées par ELSEM et favoriser celles qui ont le meilleur score.

## **5.4 Validation de la méthode et limitations**

Dans l'article présenté au chapitre 4, nous avons appliqué ELSEM sur différents modules d'une automobile. Comme nous l'avons montré, elle s'est avérée efficace pour ce produit. Pour montrer qu'elle peut être également utilisable pour d'autres types produits, nous l'avons également testée sur différents modules d'un ordinateur. Cette section décrit ce cas d'application et ses résultats et précise également les limites de la méthode ELSEM.

### **5.4.1 Cas d'application sur des modules d'un ordinateur fixe en Chine**

La quantité d'ordinateurs en fin de vie est de plus en plus importante dans toutes les régions du monde. Ceci est dû à la fois à l'augmentation de la prospérité humaine et aux changements rapides de technologie. Un ordinateur est complexe et contient de nombreuses substances, à la fois des matériaux dangereux et des matériaux précieux. C'est d'abord pour cette raison que se pose la question de son traitement en fin de vie: on peut en tirer un bénéfice économique et diminuer son impact environnemental. Mais c'est aussi et surtout parce que les réglementations sur le traitement des produits électriques et électroniques sont de plus en plus strictes partout dans le monde. Nous pouvons en citer quelques exemples :

- lancées en même temps dans l'Union européenne, les directives RoHS (*Restriction of Hazardous Substance in the environment*), WEEE (*recyclability of Wastes from Electric and Electronic Equipment*) et REACH (*Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals*) imposent de nouvelles normes quant au traitement des produits électriques et électroniques en fin de vie. Elles encouragent les concepteurs à prendre en compte cette étape dès la conception (A. Gehin, et al., 2008; C.-H. Lee, Chang, Fan, & Chang, 2004);
- aux États-Unis, il n'existe pas de loi valable pour tous les États, mais beaucoup de réglementations ont été mises en place dans chaque État. Par exemple, citons la

Californie qui a adopté une loi qui stipule que les consommateurs doivent payer dès l'achat une taxe variant entre 6 et 10\$US. Elle finance le recyclage futur (*advanced recycling fees ARFs*), pour les écrans, les télévisions et les ordinateurs portables (Kahhat et al., 2008). L'État de Washington a également créé le chapitre de loi 70.95N RCW sur le recyclage des produits électroniques. Cette loi oblige les constructeurs à assurer un recyclage gratuit des produits;

- en Chine, les équivalents des réglementations européennes ont été mis en place : *The management measures for the prevention of pollution from electronic products* a pour but de réduire l'utilisation de substances dangereuses et la pollution générée par la fabrication des produits électroniques (similaire à RoHS). L'*Ordinance on the management of Waste household Electrical and electronic Products Recycling and Disposal* est l'homologue de la directive WEEE. Enfin, il existe également une réglementation fournissant des règles d'aide pour le contrôle et le recyclage des déchets électroniques (Liu et al., 2006).

Par ailleurs, en Europe, le bénéfice que l'on peut tirer d'un ordinateur en fin de vie excède rarement le coût de traitement que cela implique. Ceci même si cette différence est compensée par des taxes que l'on ajoute au prix de vente du produit (ARF). Par contre, ce n'est pas le cas en Chine où les coûts de main d'œuvre sont très faibles ce qui permet un désassemblage manuel plus systématique et une valorisation des composants plus importante. Afin de comparer l'effet des différents paramètres que l'on a répertorié sur la fin de vie des modules d'un ordinateur, on choisit donc d'étudier la situation en Chine.

Les modules étudiés, dont les informations nécessaires ont pu être trouvées dans la littérature sont : coque, disque dur, carte mère, lecteur CD et alimentation. Nous considérons que l'ordinateur auquel ils appartiennent est un ordinateur fixe de bureau.

Par ailleurs, la procédure d'utilisation de la méthode décrite en sous-section 5.3.1 a été suivie pour évaluer la fin de vie de chaque module, en utilisant les études de Gmünder et al. (2007), Lee et al. (2004) et Lu et al. (2006). Cependant, dans un souci de concision, nous ne détaillerons cette procédure que pour le disque dur et nous donnerons seulement les résultats finaux pour les autres modules.

### Taux de récupération pièce, matière et énergie

Entrée en vigueur le premier janvier 2011, la directive chinoise WEEE stipule que le producteur doit payer une taxe pour le traitement de ses produits en fin de vie et notamment le retrait des substances dangereuses. Elle limite également l'utilisation de ces dernières et établit une organisation pour la collecte et le traitement. Cependant, à la différence de la réglementation WEEE européenne, elle n'impose pas de taux minimum de récupération (Zhang, 2007). On fixe donc  $N_{13}=N_{14}=VP$ .

### Poids des Critères

Nous supposons, comme pour l'étude de la voiture, que les critères de revenu et de coût sont les plus importants : quelque soient les lois, une entreprise ne peut exister qu'à condition de réaliser un bénéfice économique. Le respect des lois est considéré important suite à l'apparition de nouvelles réglementations strictes limitant de plus en plus l'utilisation de substances dangereuses (WEEE, RoHS, *Cleaner production promotion law*, *Solid Waste Pollution Prevention and Control Law*). Par rapport aux autres critères, le souci du respect de l'environnement est supposé faible mais reste bien présent.

Nous choisissons donc  $W = (VH, VH, H, L)$ .

### Ajustement des poids des sous-critères

Par rapport aux poids donnés dans la sous-section 5.2.2, nous avons modifié le poids de la valeur initiale du module sur le marché. Il a été ajusté à H au lieu de L.

En effet en Chine, la demande pour les produits de seconde-main est beaucoup plus importante, même lorsqu'ils sont en mauvais état ou difficilement adaptables (Porte & Yang, 2007). Ceci est remarquable surtout dans les régions rurales et pauvres. Les utilisateurs n'hésiteront donc pas à acheter des produits de grande valeur déjà utilisés, n'ayant pas les moyens suffisants pour s'en procurer des neufs. Ceci au détriment de leur état de fonctionnement ou de leur adaptabilité. Le revenu entraîné par la revente de produits de grande valeur sera donc également plus important. Par ailleurs, à cause d'un manque de réglementations, les produits réutilisés ou remanufacturés dans les zones urbaines sont souvent revendus en tant que « nouveau produits ». Cette revente est effectuée après quelques réparations sommaires et un nettoyage, à un prix parfois même plus

élevé que le produit initial (Hicks *et al.*, 2005). Par conséquent, les produits de grande valeur permettront de réaliser des revenus considérables.

De plus, nous diminuons également le poids des coûts de désassemblage. Ils passent de VH à L car en Chine, les coûts de main d'œuvre sont bien moins cher qu'en Amérique ou qu'en Europe.

#### Évaluation des 13 autres paramètres pour chacun des modules

L'évaluation des 13 paramètres restants et la justification apportée à chacune des notes floues choisies, ainsi que les références utilisées sont présentées dans le Tableau 5.11 pour le disque dur.

La première colonne de ce tableau indique le nom du paramètre. La deuxième indique la note floue qu'on lui attribue. Les troisièmes et quatrièmes colonnes décrivent respectivement la justification de la notation choisie et la source utilisée.

Tableau 5.13 : Notation des 13 paramètres pour le disque dur d'un ordinateur de bureau

Paramètres P <sub>n</sub>	N <sub>n</sub>	Explications	Sources
Adaptabilité	P	La durée du cycle technologique est légèrement supérieure à la durée de vie	Expérience personnelle
Durabilité	VP	Souvent la raison pour laquelle l'ordinateur devient hors d'usage	Expérience personnelle
Valeur du module	G	Coût moyen de 60\$	(www.inmacwstore.com, 2010)
État en fin de vie	VP	Généralement hors d'usage après la fin de vie de l'ordinateur	Expérience personnelle
Matériaux de grande valeur	VG	Quantité importante d'or et d'argent	(Gmünder <i>et al.</i> , 2007)
Capacité calorifique	VP	Peu de pièces en plastique	Expérience personnelle
Difficulté de désassemblage du module	VP	Le module est très accessible et s'extrait très facilement	Expérience personnelle
Niveau d'intégration	G	Souvent, un assemblage réalise plusieurs fonctions	Expérience personnelle
Quantité de pièces	VG	13 pièces	(Gmünder <i>et al.</i> , 2007)
Complexité des attachements	G	vis de différentes variétés, couches de plastique difficiles à enlever	Expérience personnelle
Quantité de matériaux différents	G	11, principalement de l'aluminium	(Lu <i>et al.</i> , 2006)
Quantité de matériaux dangereux	F	Presque pas de matériaux dangereux	(Lu <i>et al.</i> , 2006)
Poids du module	H	2kg	(Lee <i>et al.</i> , 2004)

### Interprétation des résultats

Les résultats obtenus après application d'ELSEM sur le disque dur sont donnés Figure 5.10 (coefficients de proximité finaux) et Figure 5.11 (coefficients de proximité par critère).

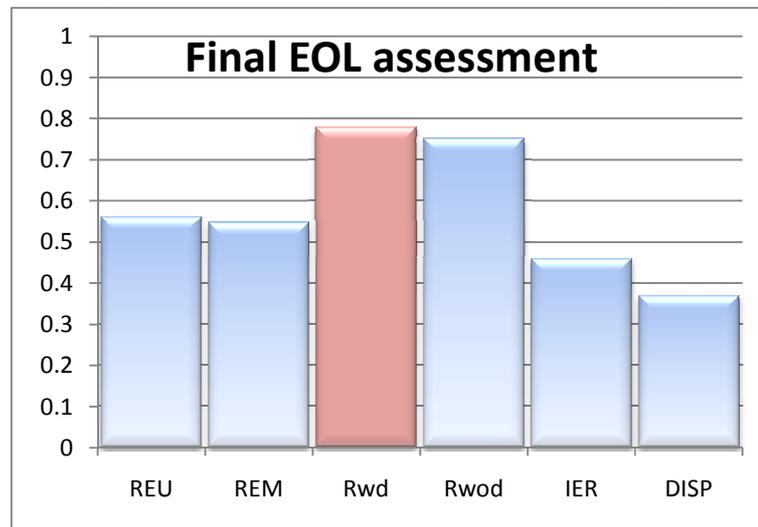


Figure 5.10 : Coefficients de proximité évaluant les 6 options de fin de vie du disque dur

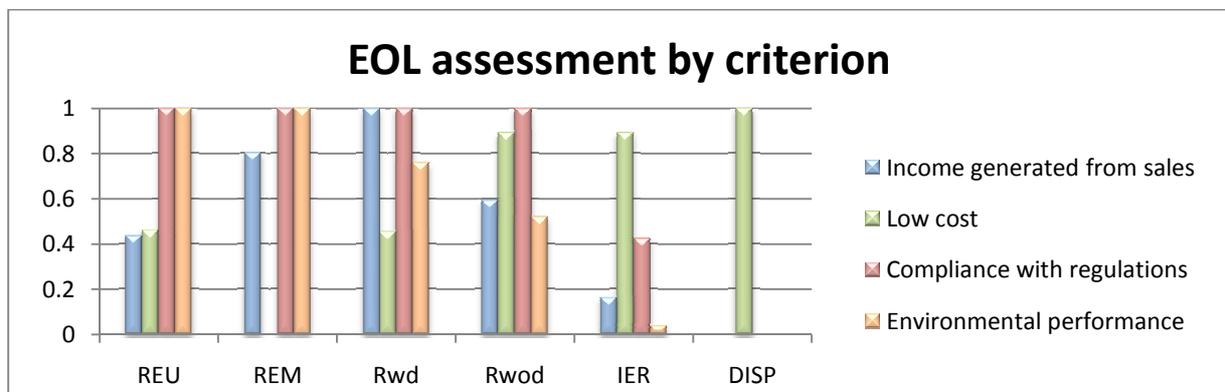


Figure 5.11 : Coefficients de proximité évaluant les 6 options de fin de vie du disque dur, calculés pour chacun des quatre critères d'évaluation

La fin de vie ayant la meilleure performance est le Rwd avec un CC de 0.78, suivi par le Rwod dont le CC est égal à 0.75. Le Rwd engendre un revenu important puisque le disque dur contient des matériaux précieux. Cependant, le Rwd est coûteux car le module est difficile à désassembler avec ses multiples pièces et ses attachements complexes. L'effet est contraire pour le Rwod : le

revenu reste modéré car les matériaux perdent de leur pureté lors du broyage, mais le coût est faible puisqu'il n'y a pas de désassemblage. Suivent ensuite le *Reuse* et le *Remanufacturing*. Ces fins de vie permettent de réaliser des bénéfices non négligeables car le disque dur est un module de valeur relativement élevée. Il est de plus possible de l'adapter sur d'autres ordinateurs et on peut le revendre à un bon prix. Enfin, l'IER et le *Disposal* ne sont pas conseillés car ils ne permettent pas de générer des revenus significatifs et ont une faible performance environnementale.

Les résultats obtenus pour les autres modules sont présentés Tableau 5.12. La première colonne indique le nom du module étudié. Les 6 colonnes suivantes donnent la valeur des CC de chacune des 6 options de fin de vie. Enfin les deux dernières colonnes donnent la meilleure fin de vie d'après ELSEM et la fin de vie la plus communément appliquée dans l'industrie.

Tableau 5.14 : Résultats donnés par ELSEM pour trois autres modules composant un ordinateur de bureau

Modules	REU	REM	Rwd	Rwod	IER	Disp	Meilleure EOL donnée par ELSEM	Fin de vie fréquemment appliquée dans l'industrie
Boîtier	0.47	0.53	0.84	0.80	0.77	0.35	Rwd	Rwd
Lecteur CD	0.59	0.58	0.65	0.68	0.49	0.42	Rwod	Rwod
Batterie	0.62	0.68	0.48	0.58	0.38	0.32	REM	Rwd

Pour la coque et le lecteur CD, la fin de vie donnée par ELSEM et la fin de vie communément appliquée sont identiques. Pour la batterie, ELSEM conseille le *remanufacturing* car une batterie n'est pas complexe à désassembler et peut être revendue à un bon prix. Cependant, les batteries sont dans la pratique recyclées car peu de centres de traitement possèdent le matériel nécessaire pour le reconditionnement de celles-ci. En effet, le chargement électrique des cellules implique des opérations chimiques délicates et qui peuvent s'avérer dangereuses si non contrôlées.

Ce cas particulier montre que ELSEM possède certaines limites notamment car tout ne peut pas être pris en compte en phase de développement de produit. Les limites d'ELSEM sont décrites dans la prochaine sous-section.

## **5.4.2 Limites de ELSEM**

Cette sous-section présente tout d'abord les grandes hypothèses qui ont été faites lors de la création d'ELSEM et qui doivent être respectées pour son application. Puis les limites de validité des résultats sont discutées, avant la description des produits pris en compte.

### **5.4.2.1 Hypothèses et conditions d'application**

Pour pouvoir appliquer ELSEM, nous avons supposé que les hypothèses suivantes sont vérifiées :

- il existe un système de collecte pour le produit étudié, déjà mis en place ou qui sera possiblement créé avant que le produit n'atteigne sa fin de vie. ELSEM ne permet pas d'évaluer les possibilités de mise en place de ce système mais seulement d'évaluer les différentes options de fin de vie possibles une fois que le produit a été récupéré. Le système de collecte, son organisation et son respect avec les réglementations du pays considéré est un problème complexe, qui requiert une analyse supplémentaire;
- la performance environnementale des fins de vie REU, REM, Rwd, Rwod ne dépendent pas des caractéristiques du module. Cette hypothèse est très simplificatrice mais on doit la faire car on se situe en début de phase de conception : à ce moment, il n'est pas possible de faire une évaluation précise des procédés utilisés pour traiter le produit et des rejets entraînés, des types de transport et des distances à parcourir, etc. On ne se base donc que sur les performances environnementales relatives courantes des différentes options de fin de vie (échelle de Lansink);
- l'organisme chargé du financement du traitement des produits en fin de vie (qui peut être le producteur lui-même, ou une entreprise indépendante), paye le coût de traitement mais absorbe également le revenu entraîné par celui-ci. Il a aussi une responsabilité vis-à-vis des réglementations de fin de vie (traitement des matériaux dangereux et respect des taux

de récupération). On fait cette hypothèse car l'évaluation des options de fin de vie prend en considération tous ces facteurs combinés. Si une entreprise de récupération est responsable des coûts de traitement car les réglementations l'y obligent, mais qu'elle n'absorbe pas les revenus correspondants, elle choisira le traitement le moins coûteux. Elle ne se souciera pas de ce que rapporte la revente de produits, de matériaux ou d'énergie et ELSEM ne sera pas applicable;

- les installations de traitement en fin de vie disponibles permettent d'envisager au moins deux options de fin de vie. Lors de l'interprétation des résultats, on ne considère que les options applicables.

#### **5.4.2.2 Limite de validité des résultats**

ELSEM a été créée dans le but de fournir un outil rapide, simple et utilisable en phase de conception préliminaire par le concepteur. Par conséquent, tous les paramètres d'influence n'ont pas été pris précisément en compte car certains ne sont pas disponibles dans cette phase. De plus, l'évaluation des paramètres et des poids se base sur des nombres flous, choisis à partir du jugement personnel du concepteur. Cette évaluation peut varier en fonction du point de vue et donc donner des résultats différents. Enfin, il est à noter qu'en fonction du produit, du pays d'application et de ses réglementations en vigueur, il peut exister certains cas particuliers qui requièrent une analyse supplémentaire par un expert en traitement en fin de vie.

Ces différents points soulignent le fait que la méthode ELSEM n'est pas une méthode absolue de choix de traitement en fin de vie. Elle donne seulement une estimation de l'optimalité des différentes options possibles en fonction des critères retenus : les options les meilleures sont à avantager tandis que les moins bien notées sont à éviter dans la mesure du possible. Le but est d'aider les concepteurs qui n'ont pas ou peu de connaissance en récupération et traitement de produit, à construire des arguments pertinents lors des négociations menant au choix d'un scénario final de fin de vie. Mais non pas de déterminer avec certitude le scénario le meilleur qu'une entreprise de récupération doit appliquer.

### 5.4.2.3 Produits pris en compte

On s'intéresse dans cette méthode à la phase particulière de la fin de vie. Même si le but est de faire une méthode simple et rapide à utiliser par le concepteur, elle demande un travail d'analyse du produit en phase de conception. Elle demande également un temps que l'on ne peut pas négliger étant donné tous les paramètres à prendre en compte lorsque l'on conçoit un nouveau produit. C'est pour cette raison qu'il faut éviter d'utiliser la méthode s'il n'est pas pertinent de le faire pour le produit concerné. Les produits non concernés sont les produits dont la fin de vie est évidente ou dont la fin de vie n'est pas une phase critique du point de vue environnemental et économique.

Par exemple, pour une voiture, la phase d'utilisation mérite de fournir beaucoup plus d'efforts que la phase de fin de vie puisque c'est pendant l'utilisation que l'impact environnemental est le plus fort.

#### 5.4.2.3.1 Méthodologie utilisée

Pour savoir quels produits prendre en compte, il faut tous les envisager et ne garder que ceux qui sont pertinents.

La classification française des produits (Institut national de la statistique et des études économiques, 2003) regroupe et classe tous les types de produits et services, à plusieurs niveaux de détails. La première division est faite entre les produits manufacturés et non manufacturés. Il est évident que l'on s'intéresse uniquement aux produits manufacturés, qui nécessitent une phase de conception et où la question de la fin de vie est susceptible d'être posée.

Les produits manufacturés sont divisés en 22 catégories données en Annexe 2. Pour chaque catégorie, la question à se poser est: cette catégorie est-elle pertinente pour notre étude?

De nombreux produits ont été éliminés pour les raisons suivantes:

- le produit est constitué d'une seule pièce: choisir la fin de vie ne nécessite pas de méthode particulière car ce choix est simple ou évident;

- la question de la fin de vie ne se pose pas en phase de conception car peu de choix sont possible dans les matériaux et les attachements. Les modifier n'influencerait pas ou peu la fin de vie (cas des vêtements): il n'y a pas de relation entre fin de vie et conception;
- le produit est un liquide: il n'y a pas de phase de conception et une fin de vie spéciale lui est réservée (assainissement des eaux usées ou rejet dans l'océan ou dans la terre).

#### 5.4.2.3.2 *Cas des transports*

Dans le cas des transports, la phase d'utilisation a bien souvent un impact environnemental bien plus grand que la phase de fin de vie. A première vue, il semble donc peu pertinent de chercher à appliquer une méthode de choix de fin de vie en phase de conception puisque tous les efforts seront concentrés sur la phase d'utilisation.

Cependant, pour une voiture hors d'usage, la question de la fin de vie se pose tout de même: ce n'est pas parce que la voiture a beaucoup pollué pendant toute sa phase d'utilisation qu'il faut éviter la question et tout envoyer en décharge. Cela augmenterait encore, certes relativement faiblement, mais d'une manière non négligeable, son impact environnemental. Par ailleurs, d'autres problèmes que l'environnement se posent, qui font que la fin de vie est un problème important: le manque de place dans les décharges, les réglementations toujours plus strictes et surtout le bénéfice économique que l'on peut retirer du *remanufacturing*, de la réutilisation et du recyclage. Cela explique le développement actuel de systèmes de récupération des voitures usagées avec prime pour le consommateur. Tout comme le recyclage important des pièces métalliques et la réutilisation des pièces toujours fonctionnelles. Ce développement de la réutilisabilité doit donc être accompagné d'une amélioration de la conception pour faciliter le désassemblage, le recyclage et la réutilisation, ce qui nécessite d'appliquer une méthode d'évaluation de fin de vie. C'est pourquoi nous prendrons en compte les transports dans la méthode.

#### 5.4.2.3.3 *Produits retenus*

Finalement, la liste des produits qui seront pris en compte dans notre méthode sont présentés dans le Tableau 5.13. Celui-ci contient dans la première colonne les catégories générales retenues et

dans la deuxième colonne, les types spécifiques de produit appartenant à chacune de ces catégories. L'ensemble de ces produits permet d'avoir une liste complète mais aussi d'avoir une source d'exemples pour les essais d'implémentation futurs.

On remarque que trois des 6 catégories de produits retenus pour pouvoir être pris en compte dans ELSEM sont des produits directement touchés par les réglementations WEEE et ELV. Il s'agit des produits électroniques, des produits électriques et des véhicules automobiles. De plus, les produits retenus comprennent des produits de consommation fabriqués en très grand nombre (ordinateurs, téléphones, cameras, appareils ménagers, véhicules). Ils sont donc particulièrement touchés par le problème de la fin de vie puisqu'ils sont à l'origine de la surcharge des décharges. On peut également remarquer que de nombreux produits contiennent des matériaux dangereux (accumulateurs électriques, appareils médicaux, produits électroniques et ménagers). Cela nécessite encore une fois d'accorder une attention particulière à leur fin de vie en phase de conception en utilisant une méthode telle qu'ELSEM. La catégorie machine et équipements comprend des machines souvent utilisées par les industriels et plus faciles à récupérer que les produits appartenant aux particuliers. Leurs pièces principales sont souvent aisées à désassembler et elles contiennent une grande quantité de métaux de même type qu'il est bénéfique de recycler. Il peut donc aussi être intéressant d'analyser leur fin de vie.

Parmi les produits appartenant à ces catégories, on ne prend pas en compte ceux composés d'une seule pièce.

Tableau 5.15 : Produits pris en compte dans la méthode ELSEM et leurs catégories

Catégorie de produit	Produits pris en compte dans ELSEM
Produits informatiques, électroniques et optiques	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ordinateurs et équipements périphériques</li> <li>- Équipements de communications : appareils d'émission pour la télévision, téléphones, avertisseurs pour la protection contre le vol ou l'incendie</li> <li>- Produits électroniques grand public : radio, appareils d'enregistrement, cameras, haut parleurs, micros</li> <li>- Instruments et appareils de mesure : radar, voltmètre, thermostat, montres, horloges</li> <li>- Équipements d'irradiation médicale, électromédicaux et électrothérapeutiques</li> <li>- Matériel optique et photographique : appareils photo, jumelles, télescopes, rétroprojecteur</li> </ul>
Équipements électriques	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Moteurs, génératrices et transformation électrique : convertisseurs, transformateurs</li> <li>- Piles et accumulateurs électriques</li> <li>- Appareils d'éclairage électrique : lampes</li> <li>- Appareils ménagers : réfrigérateurs, congélateurs, machine à laver, sèche cheveux</li> <li>- Autre matériel électrique : tableaux d'affichage, appareils de signalisation routière</li> </ul>
Machines et équipements	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Machines d'usage général : moteurs et turbines, pompes, compresseurs, mécanismes de transmission, fours, machines de levage et manutention, outillages portatifs avec moteur</li> <li>- Machines agricoles et forestières</li> <li>- Machines de formage des métaux et machines outils</li> </ul>
Véhicules automobiles	Voitures, camions, remorques, semi-remorque
Autres transports	Trains, avions, bateaux
Autres produits manufacturés	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Instruments de musique</li> <li>- Articles de sport : matériel pour la gymnastique, la culture physique, piscine</li> </ul>

## CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

Divers objectifs ont été fixés dans le chapitre 3 de ce mémoire pour la nouvelle méthode d'évaluation en fin de vie des modules décrite précédemment. Des objectifs fixant des contraintes sur ses caractéristiques, afin qu'elle puisse être utilisée par le concepteur en phase de développement de produit, et un objectif général d'amélioration environnementale du cycle de vie des produits. Dans ce chapitre, la réalisation de ces deux catégories d'objectifs est discutée dans le but de dévoiler les deux types d'apports correspondants auxquels contribue cette recherche. Le premier est l'amélioration du travail du concepteur dans le cadre d'un projet de conception pour l'environnement. Le second est la réduction de l'impact environnemental de la fin de vie des produits. Nous nous appuyerons pour cela sur la description de la méthode et les résultats donnés par celle-ci, et nous mettrons en valeur les améliorations apportées par rapport aux méthodes de choix de fin de vie existantes précédemment présentées dans la revue de littérature.

### **6.1 Apports de recherche au niveau du travail du concepteur dans l'équipe chargée du projet de conception pour l'environnement**

Comme nous l'avons vu précédemment, concevoir un produit est un travail complexe et délicat, qui nécessite de prendre en compte de nombreux aspects afin de parvenir au respect des spécifications imposées. L'intégration de contraintes environnementales, dans le but de réduire l'impact de chaque étape du cycle de vie du produit (notamment celui de sa fin de vie) nécessite donc le respect de certains objectifs pour être réalisable. Par ailleurs, toute méthode s'intégrant dans le cadre de la conception pour l'environnement doit rester efficace et le moment de son application doit clairement être défini. Nous avons montré que pour une méthode de choix de fin de vie, il est plus adapté de faire ce choix en phase de conception préliminaire.

Plusieurs objectifs engendrés par ces contraintes ont été atteints par les méthodes existantes d'évaluation et de choix de fin de vie. Cependant, nous n'en avons décelé aucune qui les respecte tous à la fois. Les caractéristiques de la méthode ELSEM ont été choisies spécifiquement pour respecter l'ensemble de ces objectifs. Ces derniers sont nécessaires pour faciliter le travail du concepteur appartenant à une équipe de projet ayant choisi d'utiliser une approche de DfE. Les

objectifs de la méthode ELSEM et les caractéristiques correspondantes permettant de les réaliser sont décrits ci-dessous :

### **6.1.1 Respect de l'objectif : rapidité et simplicité d'utilisation**

ELSEM ne demande aucune connaissance spécifique se rapportant au traitement en fin de vie des produits. En effet, les correspondances entre les paramètres d'influence et les performances des différentes options, ainsi que les poids initiaux pour les critères d'évaluation sont déjà données avant que le concepteur ne commence l'implémentation. Les données qu'il doit obligatoirement implémenter ne concernent que les caractéristiques techniques du produit et les réglementations environnementales que l'entreprise doit respecter.

De plus, ces données ne demandent pas une précision et une recherche importante puisqu'elles utilisent les nombres flous. L'évaluation des 15 paramètres ne requiert pas de chercher des chiffres précis mais seulement de choisir parmi un ensemble de 5 variables linguistiques décrivant l'importance de chacun d'entre eux. Les paramètres sont implémentés à l'aide d'un outil Excel, mis en place à destination du concepteur, dont l'utilisation est simple et intuitive. Il donne les résultats clairement et les illustre par des graphiques.

Par ailleurs, avec la méthode TOPSIS, le temps de calcul est négligeable ce qui rend la méthode très rapide à appliquer, contrairement aux méthodes utilisant des algorithmes génétiques nécessitant parfois plusieurs heures pour être résolus.

L'objectif de simplicité et de rapidité a donc été atteint.

### **6.1.2 Respect de l'objectif : utilisabilité en phase de conception préliminaire**

Les paramètres d'influence ont été choisis en prenant cette contrainte en considération. Les informations disponibles en phase de conception préliminaire sur le futur produit et la connaissance des caractéristiques du produit reconçu ou d'un produit similaire suffisent pour au minimum donner une évaluation approximative de chacun des paramètres.

Lorsque la valeur de certains paramètres n'est pas clairement connue, l'utilisation de la logique floue permet par ailleurs de l'exprimer par un ordre de grandeur imprécis.

ELSEM est donc utilisable en phase de conception préliminaire, à la différence de la plupart des autres méthodes trouvées dans la littérature, qui nécessitent de se placer en fin de conception détaillée pour pouvoir être appliquées.

### **6.1.3 Respect de l'objectif : pertinence**

La pertinence des résultats donnés par toute méthode est bien sûr un des objectifs les plus importants. Nous avons testé ELSEM sur deux types de produit très différents : une voiture et un ordinateur. En tout, 11 modules ont été testés et pour 9 d'entre eux, ELSEM a donné un résultat concordant avec les pratiques actuellement utilisées dans l'industrie. Ces résultats montrent que cette méthode paraît efficace et pertinente, mais sa validation complète nécessiterait de réaliser plus d'essais. Malheureusement, les données que nous avons pu trouver dans la littérature sur la fin de vie des modules et leurs caractéristiques sont très peu nombreuses et ne permettent pas de réaliser une grande série de tests. Cependant, comme nous l'avons vu, les résultats donnés par ELSEM n'ont pas pour but de donner une évaluation absolue des meilleures options de fin de vie mais sont seulement utilisés à titre informatifs lors des négociations de l'équipe de conception, qui aboutira au choix d'un scénario final. Il se peut donc que pour des soucis de faisabilité, de stratégie ou autre, l'équipe ne choisisse pas l'option de fin de vie qui serait optimale vis-à-vis du bénéfice économique, des lois et de l'environnement, mais une option alternative dont le score reste important. Cela peut expliquer les rares écarts de résultats entre l'option préconisée par ELSEM et l'option actuellement appliquée.

De plus, notre méthode prend en compte tous les aspects importants de choix de fin de vie parmi les critères d'évaluation (bénéfice, lois, environnement), ce que certaines méthodes existantes ne permettaient pas. En effet, certaines d'entre elles oublient l'aspect législatif ou ne considèrent que l'aspect environnemental. Considérer chacun de ces aspects est un objectif important, qu'ELSEM réalise. Cependant, l'aspect collecte est mis de côté car considéré comme un problème à part, qui ne devrait pas être traité par le concepteur mais par les responsables de projet : si l'on souhaite améliorer la fin de vie d'un produit en organisant un projet d'éco-conception, il faut s'assurer que le produit peut être collecté avant même de commencer le projet.

### **6.1.4 Respect de l'objectif : flexibilité**

Cet objectif est lui aussi atteint puisque le concepteur a la possibilité d'ajuster les poids donnés à chacun des critères, sous-critères et sous-sous-critères. Il peut ainsi traduire les préférences de l'entreprise et l'importance de chacun des aspects de la fin de vie d'un produit en fonction de la situation dans laquelle elle a lieu. Il peut notamment choisir de donner une valeur nulle à un poids lorsqu'il ne veut pas prendre en compte un aspect particulier. Cette flexibilité est peu présente dans les méthodes existantes, qui la plupart du temps sont construites une fois pour toute et ne permettent pas de traduire l'importance spéciale que l'on veut apporter à certains éléments.

### **6.1.5 Respect de l'objectif : précision**

Dans les méthodes de DfD et de construction de scénario devant être utilisées en fin de conception détaillée, la fin de vie est donnée pour chaque module voire chaque pièce du produit. Au contraire, dans les méthodes pouvant être utilisées en début de phase de conception, méthodes utilisant généralement des arbres de décision, la fin de vie est donnée pour tout le produit car sa structure précise est considérée comme non encore connue. Or comme nous l'avons vu, pour réaliser la conception détaillée, le concepteur a besoin de connaître la fin de vie précise qui sera appliquée à chacun des modules du produit. Grâce à la définition utilisée pour les modules (plus petit élément qu'il est possible d'identifier en conception préliminaire), ELSEM réalise le compromis entre utilisabilité en phase de conception préliminaire et précision. Les caractéristiques du module sont prises en compte mais aussi sa situation dans le produit, qui est traduite par le paramètre : facilité de désassemblage du module. Ainsi, si un module a une durée de vie bien plus grande que celle du produit, sa possibilité de réutilisation sera envisagée alors qu'elle ne l'était pas dans les méthodes arbre de décision qui ne considéraient que la durée de vie du produit.

## **6.2 Apports de recherche au niveau de la réduction de l'impact environnemental de la fin de vie des produits**

En parvenant à la réalisation des objectifs décrits précédemment, ELSEM facilite l'implémentation du choix de fin de vie dans le processus de conception. Applicable en

conception préliminaire, elle permet directement de choisir les caractéristiques techniques du produit adaptée à l'option choisie. De plus, elle évite les nombreuses boucles de conception engendrée par une méthode qui devrait être utilisée en fin de conception détaillée. Elle est également simple et rapide d'utilisation et n'ajoute pas une contrainte importante au processus de conception. Ces aspects rendent possible la prise en compte de la fin de vie du produit dans le projet de conception, même lorsque qu'il n'est pas explicitement un projet de DfE. Ceci n'était pas possible avec la plupart des méthodes existantes, imposant des contraintes de temps et d'efforts trop lourdes.

Une fois qu'un scénario de fin de vie est fixé, le concepteur peut choisir les matériaux, les attachements et la structure modulaire exacte du produit adaptés à ce scénario. Ceci dans le but de s'assurer de la réduction maximale des coûts de traitement et des impacts environnementaux associés. Auparavant, réutiliser, remanufacturer ou recycler un produit était impossible car trop coûteux étant donné les caractéristiques du produit. Il devient maintenant possible avec ELSEM d'appliquer ces fins de vie bien plus respectueuses de l'environnement que la mise en décharge. En effet, la structure, les matériaux et les attachements sont spécifiquement adaptés pour réduire au maximum les coûts de traitement. De même, ne pas optimiser les paramètres du produit en vue de sa fin de vie pouvait entraîner des rejets néfastes pour l'environnement dans le cas de l'incinération par exemple. Dans ce cas, le concepteur peut maintenant réduire l'utilisation de substance dangereuse dans les modules qui ont été prévus d'être incinérés d'après la méthode ELSEM. Cela s'applique également aux autres options de fin de vie.

ELSEM peut donc atteindre son but de réduction de l'impact environnemental de la fin de vie du produit, à condition que les paramètres de conception correspondants soient correctement choisis.

## CHAPITRE 7 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette recherche s'insère dans le cadre de la création d'une méthode générale d'optimisation de la conception pour la fin de vie. Sur la base de la méthode IREDA développée par Xing, cet outil sera constitué des mêmes parties : choix de la fin de vie du produit, choix de la division en module et choix des matériaux et des attachements. Cependant, chacune de ces parties sera plus approfondie.

Notre étude concerne l'aspect « choix de la fin de vie » et a pour but de créer une méthode efficace de sélection de la fin de vie à destination des concepteurs. Nous avons démontré qu'une telle méthode est efficace si elle est utilisée en phase de conception préliminaire. Elle permet l'adaptation directe des paramètres de conception au scénario de fin de vie choisi. Ceci sans devoir passer par des boucles de re-conception successive. Par ailleurs, comme toute méthode d'intégration de l'environnement en phase de conception, elle ne doit pas ajouter de contraintes trop lourdes au niveau du travail du concepteur, déjà en soi très complexe. Dans cette optique, nous avons développé ELSEM, une nouvelle méthode d'évaluation des options de fin de vie, qui respecte les contraintes de simplicité, de rapidité d'application, et d'utilisabilité en phase de conception préliminaire que nous nous étions fixées. Cette méthode utilise l'outil de décision multicritère TOPSIS, appliqué à l'ensemble des options de fin de vie, options évaluées selon différents critères. Il a été choisi en se basant sur une étude approfondie de l'organisation actuelle du traitement des produits usagés. Les informations sont implémentées à l'aide de la logique floue, particulièrement appropriée dans le cas du traitement de données imprécises ou non quantifiables. Pour obtenir les résultats voulus, le concepteur doit évaluer un ensemble de 2 paramètres caractérisant les réglementations de fin de vie pour l'ensemble du produit, et un ensemble de 13 paramètres, principalement techniques, pour chacun des modules le composant.

Des tests ont été effectués sur 11 modules de deux produits différents et ont donné de bons résultats. En effet, pour 9 d'entre-eux, la correspondance entre la meilleure fin de vie donnée par ELSEM et celle actuellement appliquée dans l'industrie est vérifiée. Le manque de données nous a cependant empêchés de compléter la validation sur d'autres modules.

Il est important de noter qu'ELSEM ne permet pas l'analyse des possibilités de collecte qui est supposée être réalisée avant le début du projet de conception. De plus, elle ne prend pas en compte certains cas particuliers survenant lorsqu'une seule option de fin de vie est envisageable

ou bien lorsque le traitement des produits usagés et la revente de ceux-ci n'est pas contrôlée par le même organisme ou la même entreprise. Il faut aussi préciser que les données à implémenter étant floues et imprécises, les résultats donnés ne sont pas absolus et dépendent du jugement du concepteur.

Cette méthode fournit tout d'abord une aide aux concepteurs qui n'ont plus besoin d'effectuer des recherches longues et fastidieuses ou de consulter un expert pour pouvoir intégrer l'aspect fin de vie à la conception de leur produit. Elle donne de plus une évaluation de chaque option au lieu d'indiquer uniquement la meilleure, ce qui permet d'envisager des possibilités alternatives lorsque cette dernière n'est pas faisable, et d'identifier les options à éviter le plus possible. La construction finale d'un scénario de fin de vie par l'équipe de projet s'appuie donc sur des arguments solides, obtenus rapidement et facilement. Les paramètres d'obtention peuvent de plus être contrôlés puisque l'importance de chaque aspect est modifiable.

ELSEM aide également les entreprises en proposant des solutions qui leur assurent la réalisation d'un bénéfice économique, aussi bien que le respect des lois et de l'environnement. Leur image se trouve donc améliorée et leur conformité réglementaire assurée, sans pour autant ajouter de contrainte significative au niveau des coûts.

Enfin, dans un contexte plus global, ELSEM apporte idéalement une diminution générale de l'impact environnemental de la fin de vie des produits, en permettant de choisir le scénario de fin de vie en début de phase de conception. Il est désormais possible d'optimiser au maximum les paramètres de conception du produit pour réduire le coût et l'impact des traitements correspondants. Choisir une fin de vie à haute performance environnementale s'avère donc possible, tout comme la diminution des rejets et de la pollution engendrée par n'importe quelle option choisie. Ceci à condition que la composition et la structure du produit soit adaptées à celle-ci.

Cette condition met en valeur une première perspective à explorer : celle du développement de méthodes de choix de paramètres de conception précis adaptés à la fin de vie choisie. Des règles générales ont déjà été mises en place dans le but d'améliorer le taux de récupération d'un produit. Mais le concepteur a besoin d'outils précis et efficaces, qui assurent une optimisation appropriée pour chaque option de fin de vie. Les recherches au niveau du choix des attachements, du choix de la structure modulaire et du choix des matériaux pourraient donc être approfondies.

Une autre perspective serait l'inclusion de l'évaluation précise des contraintes de collecte dans la méthode. En effet, nous avons inclus le coût des transports, de l'énergie et de l'organisation de la collecte dans le sous-sous-critère « coûts administratifs ». Cependant, il serait plus pertinent de prendre en compte les variations des distances de transport, du volume et de la quantité de produits à récupérer et des coûts de main d'œuvre et d'énergie séparément.

Enfin, au niveau de l'amélioration d'ELSEM, une dernière perspective serait la validation complète de la méthode sur d'autres modules, dont les paramètres seraient évalués par des concepteurs travaillant dans l'industrie. Il serait ainsi possible de recueillir leur avis et d'ajuster la méthode en fonction de celui-ci.

## BIBLIOGRAPHIE

- Adoue, C. (2007). L'homme, un pensionnaire problématique. In *Mettre en oeuvre l'écologie industrielle* (pp. 1-13). Lausanne : Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Anderson, D. M. (2006). *Design for Manufacturability & Concurrent Engineering; How to Design for Low Cost, Design in High Quality, Design for Lean Manufacture, and Design Quickly for Fast Production*. Cambria, USA: CIM Press.
- Bhander, G., Hauschild, M., & McAloone, T. (2003). Implementing life cycle assessment in product development. *Environmental Progress*, 22, 255-267.
- Bhuie, A., Ogunseitun, O., Saphores, J. D. M., & Shapiro, A. (2004). . Environmental and economic trade-offs in consumer electronic products recycling: a case study of cell phones and computers. *ISEE'04 International Symposium on Electronics and the Environment*, Scottsdale, USA (pp. 74-79).
- Boothroyd, G. (1994). Product design for manufacture and assembly. *CAD Computer Aided Design*, 26, 505-520.
- Brezet, H., & Hemel, C. V. (1998). *EcoDesign: A promising approach to sustainable production and consumption*. Université norvégienne de sciences et de technologie. Consulté le 15 mai 2010, tiré de <http://www.ivt.ntnu.no/ipm/und/fag/TMM4145/ecodesign/theory/step2/step2.htm>.
- Brissaud, D., & Zwolinski, P. (2004). End-of-Life-Based Negotiation Throughout the Design Process. *Manufacturing Technology*, 53(1), 155-158.
- Chan, J., & Tong, T. (2007). Multi-criteria material selections and end-of-life product strategy: Grey relational analysis approach. *Materials & Design*, 28(5), 1539-1546.
- Chen, C. (2000). Extensions of the TOPSIS for group decision-making under fuzzy environment. *Fuzzy sets and systems*, 114(1), 1-9.
- Cheng, S., Chan, C., & Huang, G. (2002). Using multiple criteria decision analysis for supporting decisions of solid waste management. *Journal of Environmental Science and Health*, 37(6), 975-990.

- Cheng, S., Chan, C., & Huang, G. (2003). An integrated multi-criteria decision analysis and inexact mixed integer linear programming approach for solid waste management. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 16(5-6), 543-554.
- Chiou, H., & Tzeng, G. (2002). Fuzzy multiple-criteria decision-making approach for industrial green engineering. *Environmental Management*, 30(6), 816-830.
- Choi, J., Nies, L., & Ramani, K. (2008). A framework for the integration of environmental and business aspects toward sustainable product development. *Journal of Engineering Design*, 19(5), 431-446.
- Dong, W., & Shah, H. (1987). Vertex method for computing functions of fuzzy variables. *Fuzzy sets and systems*, 24(1), 65-78.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., & Leckie, J. O. (1997). Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50(1), 1-25.
- Esty, D., & Winston, A. (2009). *Green to gold: how smart companies use environmental strategy to innovate, create value, and build competitive advantage*. Hoboken, USA: Wiley.
- European Communities Commission (2002). Directive of the European Parliament and the council on waste electronics on waste electrical and electronic equipment (WEEE).
- 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.
- Fixson, S. (1999). *Economic Assessment of Different Car Door Design Strategies: Investigation of Magnesium's Competitive Position*. MIT materials systems laboratory. Consulté le 26 juin 2010, tiré de [http://msl1.mit.edu/msl/meeting\\_04161999/fixson\\_bw.pdf](http://msl1.mit.edu/msl/meeting_04161999/fixson_bw.pdf).
- Franchetti, M. J. (2009). Industrial ecology and solid waste exchanges. In *Solid Waste: Analysis & Minimization* (pp. 44-49). USA: Mc Graw Hill.
- Gehin, A., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2007a). Evaluer les strategies de fin de vie par l'analyse du cycle de vie. In *Les systèmes de production: applications interdisciplinaires et mutations* (pp. 279-291). Hermes science.
- Gehin, A., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2007b). Towards the use of LCA during the early phase to define EOL Scenarios. *CIRP conference on life cycle engineering, Tokyo*.

- 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.
- Gmünder, S., Streicher-Porte, M., & Hellweg, S. (2007). *Recycling-from waste to resource: assessment of optimal manual dismantling depth of a desktop PC in China based on eco-efficiency calculations*. Ph.D., Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.
- Gumus, A. (2009). Evaluation of hazardous waste transportation firms by using a two step fuzzy-AHP and TOPSIS methodology. *Expert Systems with Applications*, 36(2), 4067-4074.
- Hammond, R., Amezcua, T., & Bras, B. (1998). Issues in the automotive parts remanufacturing industry: a discussion of results from surveys performed among remanufacturers. *Engineering Design and Automation*, 4, 27-46.
- Herrera, F., & Herrera-Viedma, E. (2000). Linguistic decision analysis: steps for solving decision problems under linguistic information. *Fuzzy Sets and systems*, 115(1), 67-82.
- Hicks, C., Dietmar, R., & Eugster, M. (2005). The recycling and disposal of electrical and electronic waste in China: legislative and market responses. *Environmental Impact Assessment Review*, 25(5), 459-471.
- Hokkanen, J., & Salminen, P. (1997). Choosing a solid waste management system using multicriteria decision analysis. *European Journal of Operational Research*, 98(1), 19-36.
- Hsieh, T., Lu, S., & Tzeng, G. (2004). Fuzzy MCDM approach for planning and design tenders selection in public office buildings. *International journal of project management*, 22(7), 573-584.
- Hula, A., Jalali, K., Hamza, K., Skerlos, S. J., & Saitou, K. (2003). Multi-Criteria Decision-Making for Optimization of Product Disassembly under Multiple Situations. *Environmental Science and Technology*, 37, 5303-5313.
- Institut national de la statistique et des études économiques (2003), *Classification des produits française - CPF rév. 1*. Consulté le 10 octobre, tiré de <http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=nomenclatures/cpf2003/cpf2003.htm>

- Institute of Hazardous Materials Management. *What are hazardous materials?* Consulté le 3 décembre 2010, tiré de [http://www.ihmm.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=61&Itemid=79](http://www.ihmm.org/index.php?option=com_content&view=article&id=61&Itemid=79).
- Johnson, M., & Wang, M. (1998). Economical evaluation of disassembly operations for recycling, remanufacturing and reuse. *International Journal of Production Research*, 36(12), 3227-3252.
- Kaebnick, H., Anityasari, M., & Kara, S. (2002). A technical and economic model for end-of-life (EOL) options of industrial products. *International Journal of Environment and Sustainable Development*, 1, 171-183.
- Kahhat, R., Kim, J., Xu, M., Allenby, B., Williams, E., & Zhang, P. (2008). Exploring e-waste management systems in the United States. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(7), 955-964.
- Kao, H.-P. (2006). Design for logistics in set-based concurrent engineering environment. *Journal of the Chinese Institute of Industrial Engineers*, 23, 34-37.
- Kaufmann, A., & Gupta, M. (1985). *Introduction to fuzzy arithmetic: theory and applications*. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Keeney, R., & Gregory, R. (2005). Selecting attributes to measure the achievement of objectives. *Operations Research*, 53(1), 1-11.
- King, A., Burgess, S., Ijomah, W., & McMahon, C. (2004). Design for end-of-life: Repair, recondition, remanufacture or recycle? *2004 ASME Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference*, 28 septembre-2 octobre 2004, Salt Lake City, UT, USA (Vol. 3, pp. 745-754). American Society of Mechanical Engineers.
- Kiritsis, D., Bufardi, A., & Xirouchakis, P. (2003). Multi-criteria decision aid for product end of life options selection. *2003 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment*, 19-22 mai 2003, Piscataway, NJ, USA (pp. 48-53). IEEE.
- Knemeyer, A., Ponzurick, T., & Logar, C. (2002). A qualitative examination of factors affecting reverse logistics systems for end-of-life computers. *International Journal of Physical Distribution & Logistics Management*, 32(6), 455-479.

- Kongar, E., & Surendra, M. A multi-criteria decision making approach for disassembly-to-order systems. *Journal of Electronic Manufacturing*, 11(2), 171-183.
- Kumar, V., Shirodkar, P., Camelio, J., & Sutherland, W. (2007). Value flow characterization during product lifecycle to assist in product decision. *International Journal of Production Research*, 45, 4555-4572.
- Kwong, C., & Bai, H. (2002). A fuzzy AHP approach to the determination of importance weights of customer requirements in quality function deployment. *Journal of intelligent manufacturing*, 13(5), 367-377.
- Lai, Y., Liu, T., & Hwang, C. (1994). Topsis for MODM. *European Journal of Operational Research*, 76(3), 486-500.
- Lee, C.-H., Chang, C.-T., Fan, K.-S., & Chang, T.-C. (2004). An overview of recycling and treatment of scrap computers. *Journal of Hazardous Materials*, 114(1-3), 93-100.
- Lee, H. M., Gay, R., Lu, W. F., & Song, B. (2007). The framework of information sharing in end-of-life for sustainable product development. *INDIN'06 2006 IEEE International Conference on Industrial Informatics, 16-18 août 2006, Singapore* (pp. 73-78). Institute of Electric and Electronic Engineering Computer Society.
- Lee, S. G., Lye, S. W., & Khoo, M. K. (2001). A multi-objective methodology for evaluating product end-of-life options and disassembly. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 18(2), 148-156.
- Liu, X., Tanaka, M., & Matsui, Y. (2006). Electrical and electronic waste management in China: Progress and the barriers to overcome. *Waste Management and Research*, 24, 92-101.
- Low, M. K., Williams, D., & Dixon, C. (2002). Choice of end-of-life product management strategy: a case study in alternative telephone concepts. *1996 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment* (pp. 112-117).
- Lu, L. T., Wernick, I. K., Hsiao, T. Y., Yu, Y. H., Yang, Y. M., & Ma, H. W. (2006). Balancing the life cycle impacts of notebook computers: Taiwan's experience. *Resources, Conservation and Recycling*, 48(1), 13-25.

- Luttropp, C., & Lagerstedt, J. (2006). EcoDesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1396-1408.
- Magdelaine, C. (2010). *Un nouveau "continent" de déchets a été découvert dans l'océan Atlantique Nord !* Notre-planète.info. Consulté le 14 juillet 2010, tiré de [http://www.notre-planete.info/actualites/actu\\_2306.php](http://www.notre-planete.info/actualites/actu_2306.php).
- 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, 227-298.
- Navin Chandra, D. (1994). The recovery problem in product design. *Journal of Engineering design*, 5, 65-86.
- Office nationale de l'énergie (2011). *Électricité - Conditions actuelles du marché janvier-mars 2011*. Office nationale de l'énergie. Consulté le 9 février 2011, tiré de <http://www.neb.gc.ca/clf-nsi/rnrgynfmtn/prcng/lctrct/crrntmrktcndtn-fra.html>.
- Önüt, S., & Soner, S. (2008). Transshipment site selection using the AHP and TOPSIS approaches under fuzzy environment. *Waste Management*, 28(9), 1552-1559.
- Pagell, M., Wu, Z., & Murthy, N. (2007). The supply chain implications of recycling. *Business Horizons*, 50(2), 133-143.
- Parlikad, A. K., McFarlane, D. C., Fleisch, E., & Gross, S. (2003). *The Role of Product Identity in End-of-Life Decision Making* (CAM-AUTOID-WH017). Cambridge, UK: Auto-ID Centre. Consulté le 25 mai, 2010, tiré de <http://www.autoidlabs.org/uploads/media/CAM-AUTOID-WH017.pdf>
- Performics (2008). *Performics survey finds 60 percent of online consumers consider environmental consciousness an important company trait*. Consulté le 14 juillet 2010, tiré de <http://www.performics.com/news-room/press-releases/doubleclick-performics-survey-finds-60-percent-of-online-consumers-consider-environmental-consciousness-an-important-company-trait/674>.
- Pigosso, D. C. A., Zanette, E. T., Filho, A. G., Ometto, A. R., & Rozenfeld, H. (2010). Ecodesign methods focused on remanufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 18(1), 21-31.

- Porte, M., & Yang, J. (2007). WEEE recycling in China. Present situation and main obstacles for improvement. *IEEE International Symposium on Electronics and Environment, 7–10 May 2007, Orlando, FL, USA* (pp. 40–45). IEEE.
- Powell, J. (1996). The evaluation of waste management options. *Waste management & research, 14*(6), 515.
- Prudhomme, G., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2003). Integrating into the design process the needs of those involved in the product life-cycle. *Journal of Engineering Design, 14*(3), 333-353.
- Rao, R., & Padmanabhan, K. (2010). Selection of best product end-of-life scenario using digraph and matrix methods. *Journal of Engineering Design, 21*(4), 455-472.
- Rose, C. M. (2001). *Design for environment: A method for formulating product end-of-life strategies* (Ph.D.) . Consulté le 15 mars 2010, tiré de Proquest Dissertations and Theses. (UMI No. 3000092).
- Rose, C. M., Beiter, K. A., & Ishii, K. (1999). Determining end-of-life strategies as a part of product definition. *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, Danvers, MA, USA* (pp. 219-224). IEEE.
- Rose, C. M., Ishii, K., & Masui, K. (1998). How product characteristics determine end-of-life strategies. *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, 4-6 mai 1998, Oak Brook, IL, USA* (pp. 322-327). IEEE.
- Rose, C. M., Stevels, A., & Ishii, K. (2000). A new approach to end-of-life design advisor (ELDA). *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, 8-10 octobre 2000, San Francisco, CA, USA* (pp. 99-104). Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc.
- Saaty, T. (1990). How to make a decision: the analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research, 48*(1), 9-26.
- Salminen, P., Hokkanen, J., & Lahdelma, R. (1998). Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems. *European Journal of Operational Research, 104*(3), 485-496.

- Salvato, J. A., Nemerow, N. L., & Agardy, F. J. (2003). *Environmental engineering*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons Inc.
- Selin, H., & VanDeveer, S. D. (2006). Raising Global Standards: Hazardous substances and e-waste management in the european union. *Environment*, 48(10), 6-18.
- Sen, P., & Yang, J. (1995). Multiple-criteria decision-making in design selection and synthesis. *Journal of Engineering Design*, 6(3), 207-230.
- Service technique de Peugeot. (2001). Revue technique de la Peugeot 307 (ETAI ed., Vol. 2, pp. 212). Paris: Peugeot presse.
- Shah, A. (2009). *Sustainable Development Introduction*. Global Issues. Consulté le 13 juillet 2010, tiré de <http://www.globalissues.org/article/408/sustainable-development-introduction>.
- Shih, H., Shyur, H., & Lee, E. (2007). An extension of TOPSIS for group decision making. *Mathematical and Computer Modelling*, 45(7-8), 801-813.
- Spath, D., Hartel, M., & Tritsch, C. (1996). Recycling-oriented information management: a prerequisite for life cycle engineering. *Journal of Engineering Design*, 7(3), 251-264.
- Srivastava, S. (2007). Green supply chain management: A state of the art literature review. *International Journal of Management Reviews*, 9(1), 53-80.
- Sy, M., & Mascle, C. (2009). Product design analysis based on life cycle features. *Journal of Engineering Design*. Consulté le 15 février 2011, tiré de <http://dx.doi.org/10.1080/09544820903409899>.
- Takeuchi, S., & Saitou, K. (2006). Design for optimal end-of-life scenario via product-embedded disassembly. *DETC2006 ASME International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information In Engineering Conference, 10-13 septembre 2006, Philadelphia, PA, USA*. American Society of Mechanical Engineers.
- Thierry, M., Salomon, M., Van Nunen, J., & Van Wassenhove, L. (1995). Strategic issues in product recovery management. *California management review*, 37(2), 115.
- Toffel, M. W. (2003). The growing strategic importance of end-of-life product management. *California Management Review*, 45(3), 102-129.

- Tonnellier, P., Millet, D., Richir, S., & Lecoq, M. (2005). Is it possible to evaluate the recovery potential earlier in the design process? Proposal of a qualitative evaluation tool. *Journal of Engineering design*, 16(3), 297-309.
- Triantaphyllou, E. (2000). *Multi-criteria decision making methods: a comparative study*. London : Springer.
- Triantaphyllou, E., Shu, B., Sanchez, S., & Ray, T. (1998). Multi-criteria decision making: an operations research approach. *Encyclopedia of electrical and electronics engineering*, 15, 175-186.
- Vego, G., Kucar-Dragicevic, S., & Koprivanac, N. (2008). Application of multi-criteria decision-making on strategic municipal solid waste management in Dalmatia, Croatia. *Waste Management*, 28(11), 2192-2201.
- Verdura (2008). *La quantité de déchets en Europe augmentera de 25 % d'ici 2020*. Consulté le 14 juillet 2010, tiré de <http://www.vedura.fr/actualite/2392-quantite-dechets-europe-augmentera-2020>.
- Vezzoli, C., & Manzini, E. (2008). Sustainability and Discontinuity. In *Design for Environmental Sustainability* (pp. 3-13). Italie: Zanic Ltd.
- Walls, M. (2006). *Extended producer responsibility and product design – economic theory and selected case studies*. Resources for the Future. Consulté le 11 décembre 2010, tiré de <http://www.rff.org/Documents/RFF-DP-06-08-REV.pdf>.
- Wenwel, H., Hauschild, M., & Alting, L. (1997). *Environmental assessment of products* (Vol. 1). Kluwer Academic Publisher.
- Wikipedia (2010). *Arbre de décision*. Consulté le 19 mai 2010, tiré de [http://fr.wikipedia.org/wiki/Arbre\\_de\\_d%C3%A9cision](http://fr.wikipedia.org/wiki/Arbre_de_d%C3%A9cision).
- Willems, B., Dewulf, W., & Duflou, J. (2004). End-Of-Life Strategy Selection: A Linear Programming Approach to Manage Innovations in Product Design. *International Journal of Production Engineering and Computers*, 6, 35–43.
- Williams, P. T. (2005). Hazardous waste. In *Waste treatment disposal* (seconde édition, pp. 93-104). Chichester: Wiley.

- www.inmac-wstore.com (2010). *Disque dur interne, comparaison de prix*. Consulté le 10 octobre 2010, tiré de [http://www.inmac-wstore.com/Catalogue/catProductList2.aspx?idcategory=560&idCmcCategory=172&coReferer=cmcWPCmcCategoriesMenuVert\\_Disque%20dur%20interne](http://www.inmac-wstore.com/Catalogue/catProductList2.aspx?idcategory=560&idCmcCategory=172&coReferer=cmcWPCmcCategoriesMenuVert_Disque%20dur%20interne).
- Xing, K., Abhary, K., & Luong, L. (2003). IREDA: An Integrated Methodology for Product Recyclability and End-of-life Design. *The Journal of Sustainable Product Design*, 3(3), 149-171.
- Xing, K., Motevallian, B., Luong, H. S., Abhary, K. (2003). A design strategy support tool for product reutilisation. *4th International DAAAM Symposium Intelligent Manufacturing and Automation: Focus on Reconstruction and Development, Sarajevo, Bosnia and Herzegovina*.
- Yeh, C., Deng, H., & Chang, Y. (2000). Fuzzy multicriteria analysis for performance evaluation of bus companies. *European Journal of Operational Research*, 126(3), 459-473.
- Zadeh, L. (1975). The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning. *Information sciences*, 8(3), 199-249.
- Zadeh, L., Klir, G., & Yuan, B. (1996). *Fuzzy sets, fuzzy logic, and fuzzy systems: selected papers*. World Scientific Pub Co Inc.
- Zahedi, F. (1986). The analytic hierarchy process: a survey of the method and its applications. *Interfaces*, 96-108.
- Zanakis, S., Solomon, A., Wishart, N., & Dublisch, S. (1998). Multi-attribute decision making: A simulation comparison of select methods. *European Journal of Operational Research*, 107(3), 507-529.
- Zhang, K. (2007). Rough Times in Guiyu. *Recycling Magazine*, 5, 8-12.

## ANNEXE 1 – Description de l’outil Excel-ELSEM

Microsoft Excel est un outil disponible dans la plupart des entreprises, et connu du plus grand nombre. Il est très approprié pour effectuer des calculs matriciels et permet la création de nouvelles fonctions et l’automatisation de certaines tâches. C’est pourquoi nous avons choisi de l’utiliser pour implémenter la méthode ELSEM.

L’outil créé sur Excel permet de suivre la procédure d’implémentation de la méthode décrite précédemment d’une manière rapide et simple. Pour naviguer entre les différentes feuilles à utiliser, voir les résultats et évaluer les différents poids et paramètres, des boutons sont disponibles pour effectuer l’action voulue. Cette automatisation est réalisée par l’intermédiaire de macros codées en langage VBA (Visual Basic for Application). Par ailleurs, les différentes matrices de décision conduisant au résultat peuvent être visualisées et leurs éléments correspondent directement à des nombres triangulaires flous.

Les différentes pages disponibles dans l’outil Excel-ELSEM et leur utilisation par le concepteur, suivant la procédure d’implémentation décrite en sous-section 5.3.1 sont données ci-après.

### Page d’accueil : étapes 1 et 2

Lors de l’ouverture du fichier, la page présentée ci-dessous apparaît.

**End of Life Scenario Evaluation Method (ELSEM)**

Name of the product:

**REGULATION PARAMETERS:**

Imposed materials and parts recovery rate :  Very poor (VP) Poor (P) Fair (F) Good (G) Very Good (VG)

Imposed energy recovery rate :  Very poor (VP) Poor (P) Fair (F) Good (G) Very Good (VG)

**CRITERIA RELATIVE WEIGHTS:**

Income generated from sales weight :  Very low (VL) Low (L) Medium (M) High (H) Very High (VH)

Treatment Cost weight :  Very low (VL) Low (L) Medium (M) High (H) Very High (VH)

Compliance with regulations weight :  Very low (VL) Low (L) Medium (M) High (H) Very High (VH)

Environmental performance weight :  Very low (VL) Low (L) Medium (M) High (H) Very High (VH)

Clutch  
Car door  
Battery  
Exhaust pipe  
Tyre  
Engine  
Side mirror

### Page d'accueil de l'outil Excel-ELSEM

Le concepteur rentre tout d'abord le nom du produit étudié puis évalue les taux de récupération pièce, matière et énergie dans le premier cadre. Pour cela, il clique sur les variables linguistiques désirées à l'aide des boutons VP/P/F/G/VG. Il rentre ensuite dans le deuxième cadre les poids des quatre critères principaux en suivant la même procédure.

Ces étapes sont effectuées une seule fois, et les valeurs données sont utilisées pour tous les modules du produit.

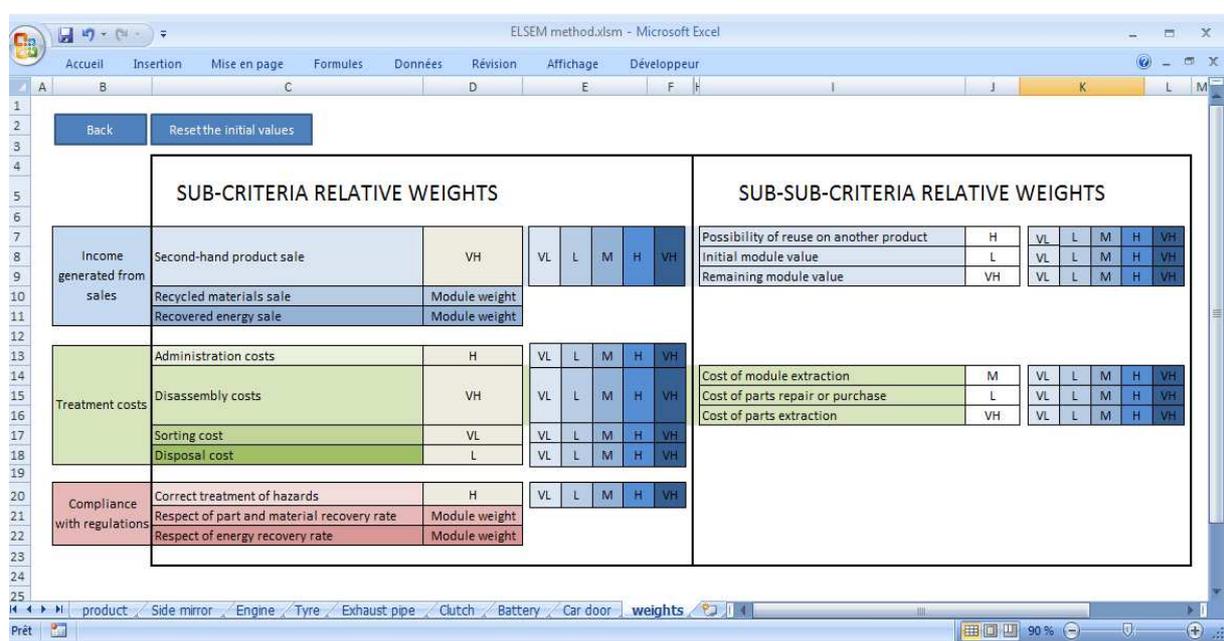
Le concepteur peut ensuite :

- Modifier les poids des sous-critères et sous-sous-critères (bouton « Modify sub-criteria and sub-sub criteria weights »)

- Sélectionner un module du produit déjà analysé en cliquant sur celui-ci dans la liste apparaissant sous « Select a module » (la liste est vide si aucun module n'a encore été créé).
- Créer un nouveau module pour évaluer ses options de fin de vie (bouton « Create a new module »)

### Page de modification des poids des sous-critères et sous-sous-critères : étape 3

Cette page est donnée ci-dessous



### Page de modification des poids des sous-critères et sous-sous-critères de l'outil Excel-ELSEM

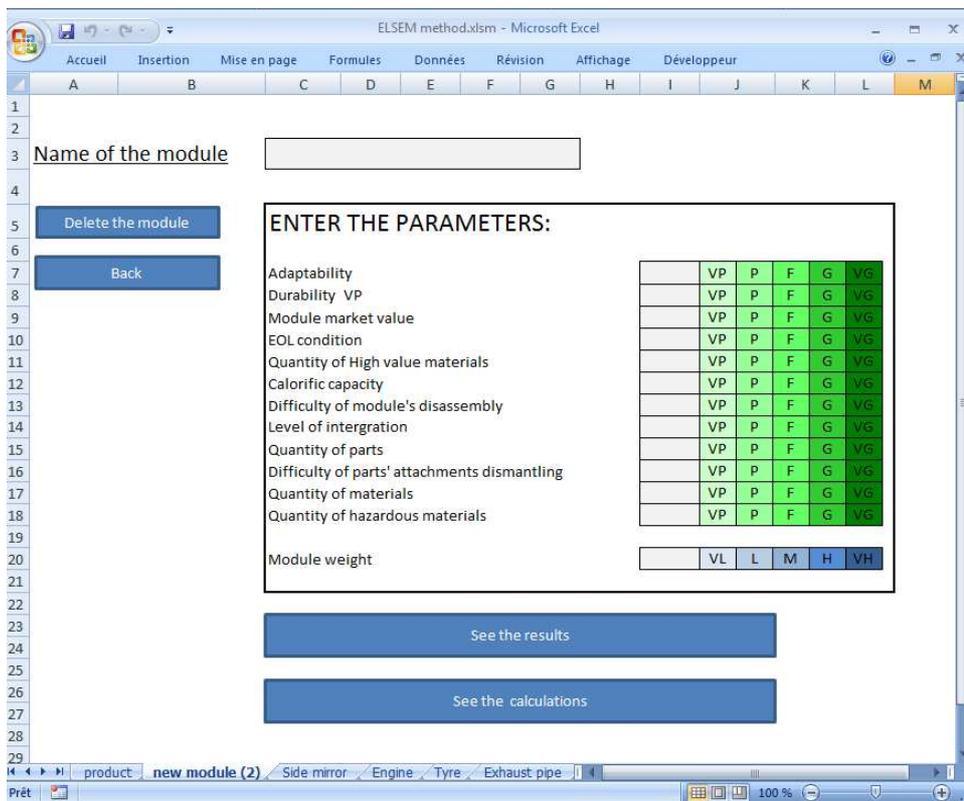
Des valeurs sont déjà présentes mais le concepteur peut si besoin est les modifier comme décrit dans l'étape 3 de la procédure d'implémentation. Les poids modifiables sont suivis de boutons permettant de choisir la variable linguistique voulue (VL/L/M/H/VH).

Un bouton (« Back ») permet de revenir à la page d'accueil.

Le bouton « Reset the initial values » rétabli les valeurs données initialement par ELSEM.

### Page d'évaluation des options de fin de vie d'un module du produit : étapes 4 et 5

Lorsque le concepteur décide de créer un nouveau module, la page donnée dans la figure ci-dessous apparaît.



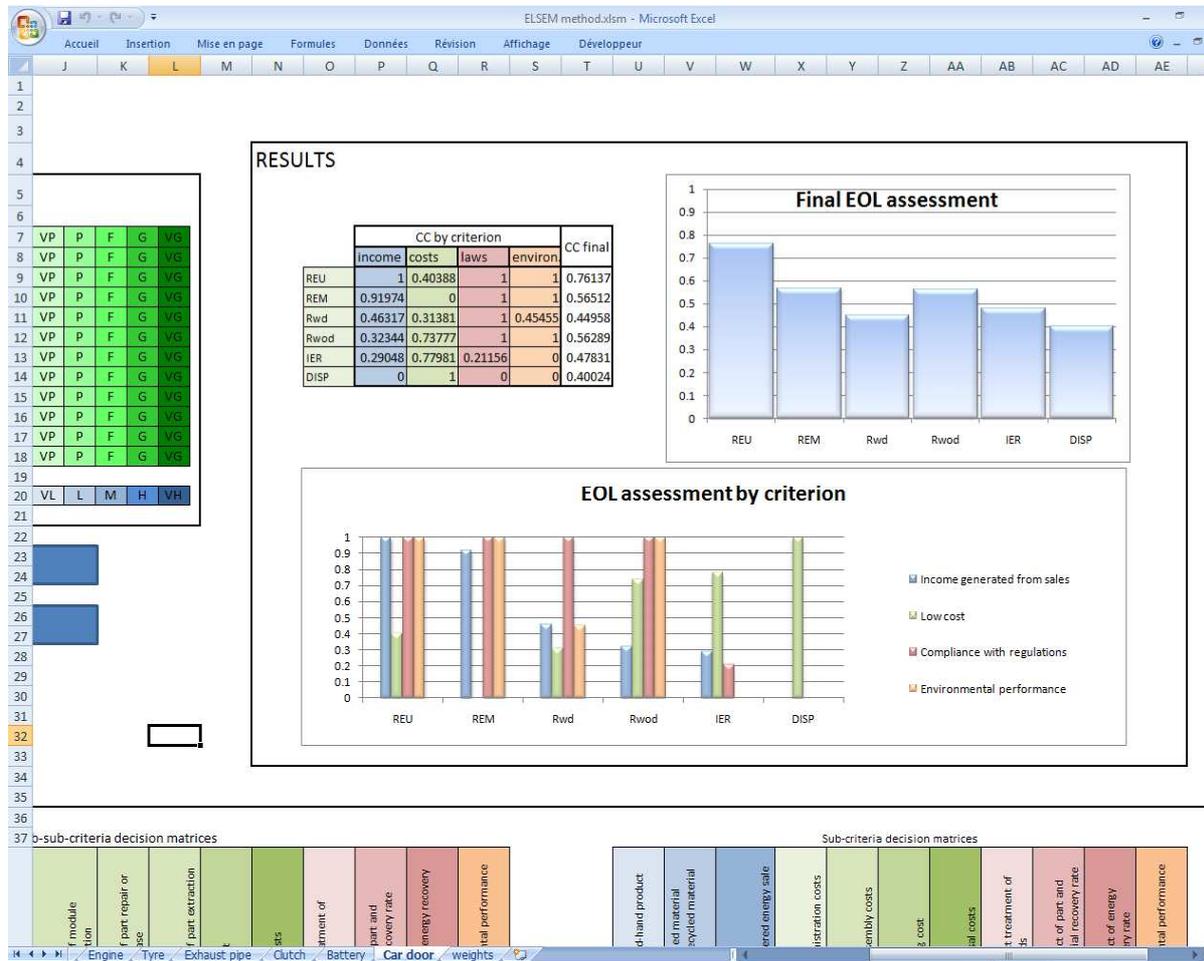
### Page d'évaluation des options de fin de vie d'un module de l'outil Excel-ELSEM

Après avoir rentré un nom pour le module à évaluer, le concepteur évalue les 13 paramètres d'influence décrivant le module en cliquant sur les boutons correspondant aux variables linguistiques désirées. Il peut ensuite voir les résultats (« See the results ») ou voir les différentes matrices de décision et leurs valeurs (« See the calculations »). Il peut également revenir à la page d'accueil (« Back ») ou supprimer le module créé (« Delete the module »). Chaque module créé s'ajoute à la liste des modules du produit donnée en page d'accueil à partir de laquelle il est possible à tout moment de revenir voir les résultats de ce module ou de modifier ses caractéristiques.

Comme montré dans la figure suivante, les résultats sont constitués :

- d'un diagramme représentant les coefficients de proximité finaux de chaque option de fin de vie ;
- d'un diagramme représentant les coefficients de proximité par critère de chaque option de fin de vie ;

- d'un tableau donnant les valeurs de ces coefficients.



Page de résultats de l'évaluation de fin de vie d'un module de l'outil Excel-ELSEM

A partir de ces données, le concepteur peut aisément interpréter les résultats.

### Fonctions VBA d'arithmétique sur les nombres flous

Pour effectuer des opérations sur les nombres flous, telles que décrites par l'arithmétique floue (addition, multiplication, distance, etc.), nous avons créé un ensemble de fonctions en VBA données ci-dessous.

**Addition de deux nombres flous**

Function aflou(triangle1 As String, triangle2 As String) As String

```

Dim a1, b1, c1, a2, b2, c2, a3, b3, c3 As Double
Dim i As Byte
Dim triangle3 As String

i = 2
a1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = i + Len(Str(a1))
b1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = i + Len(Str(b1))
c1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = 2
a2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))
i = i + Len(Str(a2))
b2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))
i = i + Len(Str(b2))
c2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))

a3 = FormatNumber(a1 + a2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)
b3 = FormatNumber(b1 + b2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)
c3 = FormatNumber(c1 + c2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)

```

```
triangle3 = "(" & Trim(Str(a3)) & "," & Trim(Str(b3)) & "," & Trim(Str(c3)) & ")"
```

```
aflou = triangle3
```

```
End Function
```

**Multiplication de deux nombres flous**

Function mflou(triangle1 As String, triangle2 As String) As String

```

Dim a1, b1, c1, a2, b2, c2, a3, b3, c3 As Double
Dim i As Byte
Dim triangle3 As String

i = 2
a1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = i + Len(Str(a1))
b1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = i + Len(Str(b1))
c1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = 2
a2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))
i = i + Len(Str(a2))

```

```

b2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))
i = i + Len(Str(b2))
c2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))

a3 = FormatNumber(a1 * a2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)
b3 = FormatNumber(b1 * b2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)
c3 = FormatNumber(c1 * c2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)

triangle3 = "(" & Trim(Str(a3)) & "," & Trim(Str(b3)) & "," & Trim(Str(c3)) & ")"

mflou = triangle3

```

End Function

### **Division de deux nombres flous**

Function dflou(triangle1 As String, triangle2 As String) As String

```

Dim a1, b1, c1, a2, b2, c2, a3, b3, c3 As Double
Dim i As Byte
Dim triangle3 As String

i = 2
a1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = i + Len(Str(a1))
b1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = i + Len(Str(b1))
c1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))
i = 2
a2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))
i = i + Len(Str(a2))
b2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))
i = i + Len(Str(b2))
c2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))

a3 = FormatNumber(a1 / a2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)
b3 = FormatNumber(b1 / b2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)
c3 = FormatNumber(c1 / c2, 2, vbTrue, vbFalse, vbUseDefault)

triangle3 = "(" & Trim(Str(a3)) & "," & Trim(Str(b3)) & "," & Trim(Str(c3)) & ")"

dflou = triangle3
End Function

```

### **Distance entre deux nombres flous**

Function distance(triangle1 As String, triangle2 As String) As Double

Dim a1, b1, c1, a2, b2, c2 As Double

Dim i As Byte

i = 2

a1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))

i = i + Len(Str(a1))

b1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))

i = i + Len(Str(b1))

c1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))

i = 2

a2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))

i = i + Len(Str(a2))

b2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))

i = i + Len(Str(b2))

c2 = Val(Mid(triangle2, i, Len(triangle2)))

distance = ((1 / 3) \* ((a1 - a2) ^ 2 + (b1 - b2) ^ 2 + (c1 - c2) ^ 2)) ^ (1 / 2)

End Function

### **Distance entre (0,0,0) et un nombre flou (appelée norme)**

Function normeflou(triangle1 As String) As Double

Dim a1, b1, c1 As Double

Dim i As Byte

i = 2

a1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))

i = i + Len(Str(a1))

b1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))

i = i + Len(Str(b1))

c1 = Val(Mid(triangle1, i, Len(triangle1)))

normeflou = ((1 / 3) \* (a1 ^ 2 + b1 ^ 2 + c1 ^ 2)) ^ (1 / 2)

End Function

### **Maximum d'un ensemble de nombres flous**

Function maxflou(nomplage As Range) As String

Dim i As Integer

Dim max As String

max = nomplage.Areas(1)(1)

For i = 2 To nomplage.Areas(1).Count

If normeflou(nomplage.Areas(1)(i)) > normeflou(max) Then

```
    max = nomplage.Areas(1)(i)
  End If
Next i
```

```
maxflou = max
```

```
End Function
```

### **Minimum d'un ensemble de nombres flous**

```
Function minflou(nomplage As Range) As String
```

```
Dim i As Integer
```

```
Dim min As String
```

```
min = nomplage.Areas(1)(1)
```

```
For i = 2 To nomplage.Areas(1).Count
```

```
  If normeflou(nomplage.Areas(1)(i)) < normeflou(min) Then
```

```
    min = nomplage.Areas(1)(i)
```

```
  End If
```

```
Next i
```

```
minflou = min
```

```
End Function
```

ANNEXE 2 – **Produits manufacturés pris en compte dans ELSEM**

CATEGORIE DE PRODUIT	EXEMPLES	pris en Compte dans la méthode?	Raison de la non prise en compte
Produits des industries alimentaires			non pertinent dans notre étude
Boissons			non pertinent dans notre étude
Produits a base de tabac			fin de vie évidente
Produits de l'industrie textile	tissus, fils		pas de relation fin de vie/design
Articles d'habillement	vêtements		pas de relation fin de vie/design
Cuir et articles en cuir	chaussures, articles de voyage, maroquinerie		idem
Articles en bois	traverses de chemin de fer, poutres, parquet		fin de vie évidente
Papiers et cartons	papier peint, emballages, papeterie, articles d'hygiène		fin de vie évidente
Produits de la cokéfaction et du raffinage	charbon, goudron, pétrole, huiles		pas de phase de design, fin de vie souvent évidente
Produits chimiques	peinture, vernis, savons, pesticides, engrais		pas de phase de design, fin de vie souvent évidente
Produits pharmaceutiques de base et préparations pharmaceutiques	médicaments, sirops		fin de vie évidente
Produits en caoutchouc et en plastique	pneumatiques, emballage plastique, articles de construction en plastique...		fin de vie évidente
Autres produits minéraux non métalliques	verre, briques, ciment, béton		fin de vie évidente
Produits métallurgiques	rails de chemin de fer, éléments de construction, laminés...		fin de vie évidente
Produits métalliques, à l'exclusion des machines et équipements	cuves métalliques, armes, coutellerie, outillage, vis, coffre fort		fin de vie évidente
Produits informatiques, électroniques et optiques	camera, ordinateur, téléphone, anti-vol, réveil, radar, équipement médical	X	
Équipements électriques	moteurs, piles électriques, machine à laver, lampe	X	
Machines et équipements	pompe, machines d'usinage	X	
Véhicules automobiles, remorques et semi-remorques	voitures, équipements automobile	X	phase d'utilisation plus polluante que la phase de fin de vie
Autres matériels de transport	bateaux, trains, avions	X	phase d'utilisation plus polluante que la phase de fin de vie
Meubles			fin de vie évidente
Autres produits manufacturés	bijouteries, instruments de musique, jouets, articles de sport	X	