



HAL
open science

Développement d'une méthode d'évaluation de la performance environnementale des innovations incrémentales

Julien Garcia

► **To cite this version:**

Julien Garcia. Développement d'une méthode d'évaluation de la performance environnementale des innovations incrémentales. Mécanique [physics.med-ph]. Ecole Centrale Paris, 2015. Français. NNT : 2015ECAP0004 . tel-01142115

HAL Id: tel-01142115

<https://theses.hal.science/tel-01142115v1>

Submitted on 14 Apr 2015

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

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



THÈSE

Présentée par **GARCIA JULIEN**

Pour l'obtention du
GRADE DE DOCTEUR

École Doctorale : École Centrale Paris (ED287)

Spécialité : **Génie mécanique**

Laboratoire d'accueil : **LISMMA (EA2336)**

DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES INNOVATIONS INCRÉMENTALES

Soutenue le 13/01/2015

Devant un jury composé de

M. MILLET Dominique	Professeur des Universités	Directeur de thèse
M. CAILLAUD Emmanuel	Professeur des Universités	Rapporteur
M. ROUCOULES Lionel	Professeur des Universités	Rapporteur
M. CHENOUARD Raphael	Maître de conférences	Examineur
M. DAVID Louis	Maître expert	Examineur
Mme VALLET Flore	Professeur agrégé	Examineur
M. YVARS Pierre-Alain	Professeur des Universités	Examineur

2013 - 2014

Résumé

Le développement durable est la conceptualisation de la transition imposée de la Société humaine vers un mode de développement soutenable pour la planète, pour trouver une solution de sortie à la crise de l'Environnement. A cet égard, l'écoconception est l'une des solutions que le monde industriel et entrepreneurial se propose de mettre en application. Elle consiste à prendre en compte les impacts environnementaux sur l'ensemble du cycle de vie d'un produit (bien ou service) lors de la conception de celui-ci. L'intégration de la dimension Environnement soulève une triple complexité : (i) celle liée à la nature multicritère de la dimension Environnement, (ii) celle liée à la compréhension de la dimension Environnement par les acteurs de la conception de produits dont la résistance peut être un frein à une bonne intégration, et (iii) celle liée au processus de conception et d'innovation d'un produit, spécialement dans le cas des produits complexes. Or malgré la multitude d'outils d'écoconception qui a été développée, peu de sujets de recherche s'intéressent à la prise en compte à la fois des aspects techniques et organisationnels, lors de l'intégration de la dimension Environnement en phase d'innovation d'un produit complexe. Cette thèse vise donc à expérimenter, chez un constructeur d'automobiles, une stratégie d'intégration de l'évaluation environnementale d'innovations incrémentales nommée E3PICS (*Methodology of an Evolutive integration of the Evaluation of the Environmental Performances of Innovative Complex Sub-systems*). Mise en forme par des contraintes à la fois techniques et organisationnelles, la stratégie E3PICS emploie une démarche progressive d'intégration d'un référentiel évolutif d'écoconception dans les processus d'ingénierie avancée d'éléments innovants qui seront raccordés à des projets de développement des véhicules. La première étape est celle de la conception itérative du référentiel évolutif d'écoconception avec l'équipe écoconception (au sein du service Environnement) et les pilotes d'innovations, permettant ainsi un apprentissage croisé. La deuxième étape est celle de l'accompagnement de l'ensemble des pilotes d'innovations dans l'utilisation systématique du référentiel d'écoconception. La troisième étape consiste à développer un outil analytique d'évaluation de l'impact d'innovations sur la recyclabilité en fin de vie des véhicules. Elle nécessite la création de modèles de véhicules afin de contourner le manque de données sur le système complet en cours de conception et de faire une projection cet impact. La quatrième et dernière étape concerne le développement d'un deuxième outil analytique pour l'évaluation de l'impact d'innovations sur la performance environnementale sur le cycle de vie des véhicules. De la même manière, cet outil nécessite une méthode de développement de modèles environnementaux de véhicules ; cependant, pour les impacts environnementaux calculés sur le cycle de vie, contrairement à la recyclabilité qui est calculée sur le véhicule en fin de vie, ces modèles sont basés sur le traitement par classification ascendante hiérarchique de résultats d'analyse de cycle de vie de véhicules. Les expérimentations ont été réalisées chez PSA Peugeot Citroën. La stratégie E3PICS a permis d'intégrer dans les processus d'innovation, l'utilisation du référentiel d'écoconception et de systématiser son utilisation, dans l'optique d'une amélioration continue pérenne des véhicules du constructeur.

Mots-clefs : Ecoconception, Recyclabilité, Analyse du Cycle de Vie (ACV), Système complexe, Innovation incrémentale, Automobile, Système d'amélioration continue

Abstract

Sustainable development is the conceptualization of transition imposed from human society towards a sustainable way of development for the world to find a solution to the crisis of the Environment. In this regard, ecodesign is one of the solutions that the industrial and business world proposes to implement. It consists of taking into account the environmental impacts throughout the life cycle of a product (good or service) in the design of it. Integrating the Environment dimension raises a triple complexity: (i) the one related to the multi-criteria nature of the Environment dimension, (ii) the one related to understanding the Environment dimension by actors designing products who may resist and be a barrier to successful integration, and (iii) the one related to process design and innovation of a product, especially in the case of complex products. But despite the multitude of ecodesign tools that has been developed, few research topics are interested in taking into account both technical and organizational aspects, while integrating environment in the innovation phase of a complex product. Therefore this thesis aims to experiment, by a car manufacturer, an integration strategy of the environmental evaluation of incremental innovations, named E3PICS (Methodology of an Evolutive integration of the Evaluation of the Environmental Performances of Innovative Complex Sub-systems). Framed by constraints on the technical and organizational constraints, E3PICS strategy employs a progressive approach to integrate a scalable ecodesign repository in advanced process engineering of innovative features that are connected to development projects vehicles. The first step is the iterative design of the scalable ecodesign repository with the ecodesign team (in the Environment Department) and innovation leaders, allowing cross learning. The second step is to accompany all the innovation leaders in the systematic use of the ecodesign repository. The third step is to develop an analytical tool for assessing the impact of innovations on the recycling end of life vehicles. It requires the creation of models of vehicles to bypass the lack of data on the complete system under design and project impact. The fourth and final step is the development of a second analytical tool for assessing the impact of innovations on environmental performance over the life cycle of vehicles. Similarly, the tool requires a method of developing environmental models of vehicles; however, for environmental impacts calculated on the life cycle, unlike recyclability which is calculated on the vehicle end of life, these models are based on the treatment by hierarchical clustering of vehicle life cycle assessment results . The experiments were performed at PSA Peugeot Citroen. The E3PICS strategy has helped to integrate the processes of innovation using the eco-design repository and systematize its use in the context of a sustainable continuous improvement of vehicle manufacturer.

Keywords: Ecodesign, Recyclability, Life Cycle Assessment (LCA), complex system, incremental innovation, Automotive, Continuous Improvement System

Table des matières

TABLE DES MATIERES	I
LISTE DES FIGURES	VI
LISTE DES TABLEAUX	XII
LISTE DES ABREVIATIONS	XVI
REMERCIEMENTS	XVIII
INTRODUCTION GENERALE	1
Contexte	1
Positionnement de la recherche	1
La stratégie globale d'intégration	2
Structure du mémoire	4
CHAPITRE 1. CONTEXTE ET QUESTIONS DE RECHERCHE	6
1.1 Contexte général	6
1.1.1 Le réchauffement climatique	11
1.1.2 La pollution de l'air	15
1.1.3 La pollution de l'eau	17
1.1.4 L'épuisement des ressources non renouvelables	18
1.2 Contexte de recherche	21
1.2.1 L'analyse de cycle de vie	21
1.2.2 Modélisation des processus de conception et d'innovation	30
1.2.3 Catégorisation des outils d'écoconception	33
1.3 Contexte industriel	36
1.3.1 Complexité du processus de conception et d'innovation chez les constructeurs d'automobiles	36
1.3.2 Les exigences du service « Environnement »	39
1.3.3 Exemples de stratégies d'intégration de la dimension « Environnement » dans l'industrie automobile	42

1.4 Questions de recherche et méthodologie	49
1.4.1 Stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » en phase d'innovation	49
1.4.2 Instrumentation de l'évaluation environnementale	49
1.4.3 Génération d'un système d'amélioration continue	50
1.4.4 Synthèse	50
CHAPITRE 2. PROPOSITION D'UNE METHODOLOGIE GENERALE	52
2.1 Analyse de la littérature	52
2.2 Méthodologie générale	55
CHAPITRE 3. LE REFERENTIEL EVOLUTIF D'ECOCONCEPTION	59
3.1 La checklist « Recyclage & Environnement »	60
3.2 L'outil OSIRIS	63
3.3 L'outil TEEPI	65
3.4 Procédures d'utilisation du référentiel d'écoconception	69
CHAPITRE 4. ARTICLE 1 – UN OUTIL POUR EVALUER L'IMPACT D'UNE INNOVATION SUR LE TAUX DE RECYCLABILITE D'UN PRODUIT EN ADOPTANT UN POINT DE VUE MODULAIRE : APPLICATION AU SECTEUR DE L'AUTOMOBILE	74
4.1 Contexte	74
4.2 La réglementation européenne sur la recyclabilité des véhicules	75
4.3 Problématique	78
4.3.1 Organisation de la conception de véhicules	78
4.3.2 Le « Design for Recycling »	79
4.4 Méthode de recherche	81
4.4.1 Formalisation de l'outil de calcul OSIRIS	81
4.4.2 Protocole expérimental	86
4.5 Résultats expérimentaux	88
4.5.1 Validation de l'hypothèse simplificatrice	88
4.5.2 Définition du domaine de validité	91

4.5.3	Application sur une motorisation hybride	95
4.6	Conclusion et perspectives	99
4.7	Références	101
 CHAPITRE 5. ARTICLE 2 – CONSTRUCTION DE MODELES EVOLUTIFS POUR L’EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DE SOUS-SYSTEMES INNOVANTS BASEE SUR UNE CLASSIFICATION ASCENDANTE HIERARCHIQUE		 105
5.1	Contexte	105
5.1.1	Evaluation environnementale des produits	105
5.1.2	Les spécificités du secteur automobile	107
5.2	Problématique	109
5.3	Méthodologie de recherche	112
5.3.1	Conventions	113
5.3.2	Aspects techniques	114
5.3.3	Aspects organisationnels	118
5.4	Résultats	120
5.4.1	Protocole expérimental	121
5.4.2	Comparaison des groupes de dendrogrammes	121
5.4.3	Influence de la valeur du seuil ϵ_{max} de la condition limite (C)	124
5.4.4	Comparaison des résultats entre différentes populations de l’échantillon de départ	126
5.5	Discussions	127
5.6	Conclusion	129
5.7	Références	130
5.8	Annexes	136
5.8.1	Annexe 1 : Valeurs centrées réduites par étape du cycle de vie et pour le cycle de vie complet	136
5.8.2	Annexe 2 : Description complète des classes de véhicules	137
 CHAPITRE 6. ARTICLE 3 – ANALYSE DE LA ROBUSTESSE D’UN OUTIL D’EVALUATION ENVIRONNEMENTALE D’INNOVATIONS INCREMENTALES BASE SUR L’UTILISATION DE MODELES EVOLUTIFS DE SYSTEMES COMPLEXES		 141

6.1	Introduction	141
6.1.1	La méthode générale d'intégration de la dimension Environnement en phase d'innovation	142
6.1.2	Les spécificités du secteur automobile	143
6.2	Problématique	145
6.3	Méthodologie de recherche	146
6.3.1	Fonctionnement de TEEPI et construction des EMEECS	147
6.3.2	Evolution des phases d'apprentissage	152
6.3.3	Protocole expérimental	153
6.4	Résultats	156
6.4.1	Application sur des innovations	156
6.4.2	Simulation de l'évolutivité de la modélisation	157
6.4.3	Impact du nombre de caractéristiques	161
6.5	Discussion	162
6.6	Conclusion	164
6.7	Références	164
CHAPITRE 7. RESULTATS ET DISCUSSIONS GENERALES		169
7.1	Intégration du référentiel évolutif d'écoconception	169
7.1.1	Sensibilité des pilotes d'innovations aux exigences environnementales	169
7.1.2	Conception itérative de la checklist « Recyclage & Environnement »	170
7.1.3	Utilisation du référentiel par les pilotes d'innovations accompagnés par l'équipe écoconception	172
7.2	Déduction de règles d'écoconception	174
7.2.1	Sur la recyclabilité	174
7.2.2	Sur les impacts environnementaux cycle de vie	176
7.3	Discussions sur la stratégie E3PICS	179
7.3.1	La stratégie d'intégration	179
7.3.2	Les outils d'évaluation environnementale	180
7.3.3	Le système d'amélioration continue	181
CHAPITRE 8. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES		182
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		187

Liste des figures

Figure 1. Représentation de la méthode générale d'intégration E3PICS et liens avec les chapitres dédiés	3
Figure 2. Conceptualisation de la crise de l'Environnement (adapté de (Perrier, 2004))	7
Figure 3. Définitions conceptuelles du développement soutenable (adapté de (Mebratu, 1998))	10
Figure 4. Evolution des émissions de gaz à effet de serre pour plusieurs pays développés et en voie de développement sur une période de 20 ans (JRC)	13
Figure 5. Emissions de gaz à effet de serre par secteur en France (extrait du site du Ministère du Développement Durable)	14
Figure 6. Cibles réglementaires d'émission de CO ₂ par pays	15
Figure 7. Vues de Pékin un jour après la pluie (à gauche) et un jour ensoleillé avec le smog (à droite)	15
Figure 8. Evolution du prix des terres rares, de l'or et de l'argent (Lestavel, 2014)	20
Figure 9. Cadre de l'analyse de cycle de vie	21
Figure 10. Le vocabulaire employé dans l'analyse de cycle de vie	23
Figure 11. Structure générale du cadre d'analyse d'impact du cycle de vie (Jolliet et al., 2010)	25
Figure 12. Contribution au potentiel de changement climatique des différentes étapes du cycle de vie des véhicules particuliers électrique, Diesel et essence à l'horizon 2020 (Warburg et al., 2013).....	25
Figure 13. Ecolabel Européen	28
Figure 14. Exemple de modèle générique de prise en compte des aspects environnementaux dans le processus de conception et de développement de produit (ISO, 2002b)	31
Figure 15. Relations entre R, I et D.....	32

Figure 16. Processus de conception et d'innovation simplifiée adapté de (Beaume et al., 2009)	37
Figure 17. Représentation fonctionnelle du processus d'innovation du constructeur jalonné par l'échelle des TRL	38
Figure 18. Système d'informations de PSA Peugeot Citroën.....	42
Figure 19. Stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » chez Volvo	46
Figure 20. Stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » chez Ford.....	47
Figure 21. Stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » chez Volkswagen	48
Figure 22. Synthèse de la problématique	51
Figure 23. Processus complet d'intégration	54
Figure 24. Schéma des phases et des méthodes de recherche	55
Figure 25. Le référentiel évolutif d'écoconception	59
Figure 26. Définition du champ expérimental	60
Figure 27. Copie d'écran de la checklist R&E au jalon TRL 5	62
Figure 28. Copie d'écran de l'onglet d'informations pour l'exigence « Métaux lourds ».....	63
Figure 29. Les objectifs européens d'homologation des véhicules.....	64
Figure 30. Données d'entrée et de sortie d'OSIRIS.....	64
Figure 31. Copie d'écran d'une feuille de calcul pour une innovation sur OSIRIS	65
Figure 32. Impacts environnementaux et étapes du cycle de vie étudiés dans TEEPI	66
Figure 33. SADT simplifié de TEEPI	67
Figure 34. Copie d'écran de l'onglet d'inventaire des éléments remplacés et innovants	67
Figure 35. Copie d'écran de la base de données des EMEECS (les valeurs ont été floutées pour des raisons de confidentialité)	68

Figure 36. Copie d'écran de l'onglet de résultats de TEEPI.....	68
Figure 37. Procédure d'utilisation du référentiel d'écoconception pour la phase d'initiation .	70
Figure 38. Procédure d'utilisation du référentiel d'écoconception pour la phase d'accompagnement.....	71
Figure 39. Procédure d'utilisation du référentiel d'écoconception pour la phase d'autonomie	72
Figure 40. Représentation simplifiée du processus de conception.....	79
Figure 41. Représentation schématique du point de vue modulaire. Chaque module est représenté par une masse : M_{module} , et un vecteur de taux : $R_{module} = R_{cyc\ module} R_{cov\ module}$. X_0 est le module de la solution initiale et $X_i > 0$ sont les modules des variantes i de la solution innovante.	82
Figure 42. Représentation schématique du point de vue modulaire pour un module de solutions. Les modules de solutions sont représentés par une somme de sous-modules de solutions qui sont symbolisés par l'exposant k	86
Figure 43. Effet des différences de masse entre solutions initiale et innovante sur la moyenne des erreurs commises avec l'hypothèse (h1)+(h2) pour des taux de recyclabilité réel du véhicule initial.....	92
Figure 44. Effet des différences de masse entre solutions initiale et innovante sur la longueur de l'intervalle de dispersion à 99% des erreurs commises avec l'hypothèse (h1)+(h2) pour des taux de recyclabilité réel du véhicule initial.....	93
Figure 45. Effet du taux de recyclabilité réel du véhicule initial sur la valeur du coefficient directeur des courbes de régression linéaire des écart-types.....	94
Figure 46. Représentation schématique d'une motorisation hybride : le moteur thermique (bleu foncé) tracte les roues avant et le moteur électrique (vert) propulse les roues arrières. L'essieu arrière (gris) est modifié pour accueillir notamment la machine électrique qui est alimentée par une batterie NiMH (jaune clair).	96

Figure 47. Effet des différences de masse entre solutions initiale et innovante sur les erreurs commises avec l'hypothèse (h1)+(h2) pour une simulation où le taux de recyclabilité réel du véhicule initial est de 85,37%, et représentation des erreurs commises par chaque module de la motorisation hybride.	98
Figure 48. Effet des différences de masse entre solutions initiale et innovante sur l'intervalle de dispersion à 99% des erreurs commises avec l'hypothèse (h1)+(h2) pour une simulation où le taux de recyclabilité réel du véhicule initial est de 85,37%, et représentation des longueurs d'incertitude de chaque module de la motorisation hybride.	99
Figure 49. Processus de conception d'innovation simplifié d'un constructeur d'automobiles (adapté de (Beaume et al., 2009))	108
Figure 50. Représentation schématique du contexte organisationnel.	109
Figure 51. Représentation schématique de la problématique.....	112
Figure 52. Dendrogramme obtenu pour la catégorie d'impacts « Réchauffement global » sur l'étape « Fabrication ».....	116
Figure 53. Représentation du taux de réduction du nombre de classes en fonction de l'écart-type des erreurs relatives des erreurs relatives commises sur les valeurs des indicateurs environnementaux discrétisées des groupes de dendrogrammes (D2) et (D4).	123
Figure 54. Évolution de la moyenne (a) et de l'écart-type (b) des erreurs relatives, et du taux de réduction du nombre de classes (c) en fonction du seuil de la condition limite (C) dont la valeur varie entre 0,1% et 40%.	125
Figure 55. Évolution du taux de réduction du nombre de classes en fonction de l'écart-type des erreurs relatives pour différentes valeurs du seuil de condition limite (C) variant entre 0,1% et 40% (a) et entre 7% et 13% (b).	125
Figure 56. Représentation du taux de réduction du nombre de classes en fonction de l'écart-type des erreurs relatives de 10 simulations avec des échantillons de 13 véhicules comparés aux résultats du groupe (D4) avec 17 véhicules.	127
Figure 57. Valeurs de l'indicateur POCP sur l'étape de <i>Tank to Wheels</i> de 162 véhicules en fonction de leur consommation et du type de carburant (essence ou Diesel).	128

Figure 58. Processus de conception d'innovation simplifié d'un constructeur d'automobiles (adapté de (Beaume et al., 2009))	144
Figure 59. SADT de TEEPI	149
Figure 60. Dendrogramme obtenu pour la catégorie d'impacts « Réchauffement global » sur l'étape « Utilisation »	151
Figure 61. Comparaison des résultats fournis par TEEPI avec ceux des ACV de références pour les solutions de micro-hybridation Inno_1 et Inno_2.....	157
Figure 62. Comparaison des résultats fournis par TEEPI avec ceux des ACV de références pour les variantes de solutions d'Inno_3, Inno_4, et Inno_5.	157
Figure 63. Comparaison des résultats fournis par TEEPI sur la solution Inno_1 avec ceux de l'ACV de référence pour des EMEECS construits sur 13, 17 et 19 véhicules.	158
Figure 64. Comparaison des résultats fournis par TEEPI sur la solution Inno_3 avec ceux de l'ACV de référence pour des EMEECS construits sur 13, 17 et 19 véhicules.	159
Figure 65. Dendrogrammes pour l'indicateur ADP à l'étape de Fabrication calculés pour 13 (a), 17 (b), et 19 (c) véhicules.....	160
Figure 66. Dendrogrammes pour l'indicateur EP à l'étape de Fabrication calculés pour 13 (a), 17 (b), et 19 (c) véhicules.....	161
Figure 67. Copie d'écran de l'onglet de résultats de TEEPI pour une innovation proposée par un pilote d'innovations.....	163
Figure 68. Évolution du nombre d'évaluation d'innovations sur la checklist R&E sur une période de 26 mois continus, en modes « Initiation » et « Accompagnement ».....	173
Figure 69. Composition matière des trois variantes de l'ensemble de solutions d'allègement de la caisse-en-blanc	175
Figure 70. Comparaison des résultats donnés par OSIRIS et ceux donnés par l'outil de référence sur trois variantes d'une ensemble de solutions d'allègement de la caisse-en-blanc.....	176
Figure 71. Modèles CAO de l'élément remplacé et de l'élément innovant.....	176

Figure 72. Comparaison des résultats de l'évaluation intrinsèque obtenus par TEEPI entre le berceau initial (classique) et le berceau innovant (lame composite et ses fixations).....	177
Figure 73. Comparaison des résultats de l'évaluation intrinsèque sur l'étape de fabrication obtenus par TEEPI entre le berceau initial (classique) et le berceau innovant (lame composite et ses fixations en acier)	178
Figure 74. Comparaison des résultats de l'évaluation extrinsèque obtenus avec TEEPI entre le véhicule initial (muni d'un berceau classique) et le véhicule projeté (muni du berceau innovant à lame composite et ses fixations).....	179
Figure 75. Perspectives de la stratégie E3PICS	185

Liste des tableaux

Tableau 1. Valeurs de potentiels de réchauffement global pour quelques gaz à effet de serre (IPCC, 2013)	12
Tableau 2. Evolution des taux d'émissions de GES dans les pays de l'Union européenne des Quinze par rapport à l'année de référence 2001 (INSEE)	13
Tableau 3. Principaux polluants surveillés par l'Organisation Mondiale de la Santé, définitions, et effet sur la santé (Organisation Mondiale de la Santé, 2014)	16
Tableau 4. Valeurs de potentiels de création d'ozone photochimique pour quelques polluants atmosphériques (Labouze et al., 2004).....	17
Tableau 5. Limites tolérées d'émissions pour les véhicules à moteur Diesel et essence par les normes européennes d'émission (et leur date d'entrée en vigueur).....	17
Tableau 6. Valeurs de potentiels d'eutrophisation pour quelques polluants aquatiques (Heijungs et al., 1992).....	18
Tableau 7. Valeurs de potentiels de déplétion abiotique pour quelques éléments minéraux...	20
Tableau 8. Quelques méthodes courantes de caractérisation des impacts cycle de vie	26
Tableau 9. Quelques exemples d'entreprises déclarant réaliser des ACV	29
Tableau 10. Exemples de publications de constructeurs d'automobiles sur les profils environnementaux de leurs véhicules	29
Tableau 11. Outils d'écoconception.....	35
Tableau 12. Etudes d'ACV par des constructeurs d'automobiles et des équipementiers	43
Tableau 13. Etudes de méthodes d'écoconception par des constructeurs d'automobiles et des équipementiers	44
Tableau 14. Questions contenues dans la checklist R&E posées au jalon TRL 5 pour chaque exigence environnementale pilotée par le service « Environnement »	61

Tableau 15. Définition des masses recyclées et valorisées énergétiquement pour chaque étape du traitement d'un véhicule hors d'usage	76
Tableau 16. Eléments de prétraitement et composition matière	77
Tableau 17. Taux de recyclabilité de plusieurs métaux selon le modèle d'optimisation du système de recyclage de (Reuter, van Schaik, Ignatenko, & de Haan, 2006).....	78
Tableau 18. Destinations fin de vie considérées dans cet article	78
Tableau 19. Synthèse des résultats des simulations réalisées pour tester l'hypothèse (h1) et la comparer avec l'hypothèse (h1)+(h2). Le taux de recyclabilité de la solution initiale est aléatoirement généré dans l'intervalle [0% ; 85%].	89
Tableau 20. Synthèse des résultats de la simulation réalisée pour tester l'hypothèse (h2) et la comparer avec l'hypothèse (h1)+(h2). Le taux de recyclabilité de la solution initiale est aléatoirement généré dans l'intervalle [85% ; 100%].	90
Tableau 21. Synthèse des résultats de la simulation réalisée pour déterminer la limite du cas (C2). Les moyennes des erreurs des hypothèses (h2) et (h1)+(h2) ne sont pas significativement différentes au regard des résultats du T-Test.	91
Tableau 22. Comparatif des moyennes des erreurs pour des masses de base fixes de 700, 1000 et 1300 kg	95
Tableau 23. Comparatif des longueurs des intervalles de dispersion à 99% des erreurs pour des masses de base fixes de 700, 1000 et 1300 kg	95
Tableau 24. Synthèse des valeurs réelles des masses et taux de recyclabilité et de valorisabilité des modules, de l'ensemble des modules, et des véhicules. Seuls le module 1, le module 1-4, et le véhicule complet ont des différences entre les options de fin de vie	97
Tableau 25. Synthèse des résultats estimés et réels. Nous notons que la longueur de l'intervalle d'incertitude du module 1-4 dépasse le seuil fixé. De plus, l'erreur commise est proche de 0,10%.....	98
Tableau 26. Liste des caractéristiques des véhicules dont les ACV sont disponibles	114

Tableau 27. Exemple d'une stratégie d'expansion de la prise en compte de la dimension Environnement	119
Tableau 28. Indicateurs environnementaux communiqués par les constructeurs d'automobiles	119
Tableau 29. Indicateurs environnementaux et flux utilisés dans six publications issues du secteur automobile.....	120
Tableau 30. Résultats pour les quatre groupes de dendrogrammes	122
Tableau 31. Description des classes de véhicules pour l'étape de fabrication.....	124
Tableau 32. Liste des véhicules omis pour chacune des 10 simulations.....	126
Tableau 33. Description des classes de véhicules pour l'étape de fabrication de la simulation (4)	127
Tableau 34. Liste des caractéristiques des véhicules dont les ACV sont disponibles	154
Tableau 35. Caractéristiques des EMEECS pour chaque innovation	155
Tableau 36. Rapports des valeurs des indicateurs environnementaux obtenus avec TEEPI sur la solution Inno_3 pour chaque version de la base de données des EMEECS aux valeurs de référence de l'ACV	160
Tableau 37. Comparaison des résultats de TEEPI sur l'Inno_1 avec ceux donnés par une modélisation des véhicules remplacés basée sur la moyenne et l'écart-type des résultats d'ACV des véhicules de segment B ou de finition moyenne	161
Tableau 38. Comparaison des résultats de TEEPI sur l'Inno_3 avec ceux donnés par une modélisation des véhicules remplacés basée sur la moyenne et l'écart-type des résultats d'ACV des véhicules de segment C ou de finition haute	162
Tableau 39. Prise en compte effective de critères d'écoconception	170
Tableau 40. Niveau de connaissances des pilotes d'innovation en ACV	170
Tableau 41. Liste de remarques émises par les pilotes d'innovations	171

Tableau 42. Complémentarité des outils 180

Liste des abréviations

ACV	Analyse du cycle de vie
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
ADP	Abiotic depletion potential
ARES	Analyse Recyclage Environnement et Substances
CAH	Classification Ascendante Hiérarchique
E3PICS	Methodology of an Evolutive integration of the Evaluation of the Environmental Performances of Innovative Complex Sub-systems
EMEECS	Evolving Models for the Environmental Evaluation of Complex Systems
EP	Eutrophication Potential
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat
GWP	Global warming potential (voir PRG)
IJSE	International Journal of Sustainable Engineering
IJVD	International Journal of Vehicle Design
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (voir GIEC)
JCP	Journal of Cleaner Production
LCC	Life cycle costing
MACSI	Système d'Information de la Composition Matières des véhicules
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (voir OCDE)
OSIRIS	Outil de Simulation de l'Impact sur la Recyclabilité des InnovationS
PFA	Plateforme de la filière automobile
POCP	Photochemical ozone creation potential
PRG	Potentiel de réchauffement global
PSI	Product sustainability index

TEEPI	Tool for Evaluating the Eco-Performance of Innovations
VHU	Véhicule hors d'usage

Remerciements

J'aimerais commencer par remercier toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à l'aboutissement de ce travail de recherche. Pendant plus de trois ans, j'ai eu l'occasion de côtoyer de nombreuses personnes qui m'ont apporté de l'aide, des conseils, ou des critiques constructives. Merci à toutes et à tous.

En premier lieu, je tiens à remercier sincèrement Monsieur Dominique MILLET, Monsieur Pierre TONNELIER et Madame Sophie RICHET, de m'avoir invité dans cette grande aventure que forment le doctorat et la recherche scientifique. Vous avez été tous les trois d'un soutien inestimable : vous avez su me guider, avec beaucoup de patience et de bienveillance, dans la conception de cette thèse, grâce aux différents points de vue complémentaires que vous exprimiez lors de nos points d'avancement réguliers. Concilier l'idéalisme scientifique de Dominique, le réalisme de Pierre, et le pragmatisme de Sophie fut certes quelques fois, pour moi, difficile à réaliser ; mais c'est notamment de ce jonglage entre vos trois points de vue complémentaires que résulte la structuration de ma pensée pour mener à bien ce projet. Merci à vous trois.

Mes remerciements s'adressent également aux personnes qui ont accepté d'examiner et de juger ce travail de thèse, et notamment Monsieur Emmanuel CAILLAUD et Monsieur Lionel ROUCOULES, pour assurer la tâche de rapporteurs.

Ensuite, je voudrais remercier Madame Stéphanie SIMAO avec qui j'ai eu le bonheur de partager le bureau pendant toute cette période. Son expertise en Analyse de Cycle de Vie m'a été d'une aide précieuse dans ce travail de longue haleine, tout autant que son humour et son amitié.

J'exprime également mes remerciements à l'ensemble des pilotes d'innovations qui ont pris de leur temps pour répondre à mes questions, écouter mes problématiques, tester les outils que j'ai développés, et proposer des innovations pour expérimenter ces mêmes outils.

Je souhaite remercier les autres collaborateurs ou anciens collaborateurs du service « Projet Environnement » de PSA Peugeot Citroën : Christelle, Elsa, Gérard, Hakim, Laurent, Lucie, Nora, Pascal, et Thierry, qui m'ont intégré à cette équipe dont la richesse en personnalité égale leur convivialité. Je n'oublie pas non plus les quelques stagiaires dont j'ai croisé la route,

notamment Anne-Laure et Arthur dont les personnalités uniques ont vivifié toute l'équipe. Merci à vous pour votre aide dans la réalisation de cette thèse, et l'ensemble de nos échanges au restaurant d'entreprise ou dans le *lounge* !

Encore chez PSA Peugeot Citroën, je remercie Monsieur Mihai SOCOLIUC qui a structuré et qui anime la « Communauté des doctorants ». Ce lieu propice au dialogue m'a permis de communiquer mes travaux auprès des doctorants et des chercheurs du constructeur d'automobiles, et aussi de combler ma curiosité sur les sujets de mes confrères.

Je ne pourrai pas conclure ces remerciements sans mentionner le Réseau EcoSD, animé par Monsieur Dominique MILLET, et sans remercier ses membres auxquels j'ai eu le plaisir de présenter l'évolution de mes travaux à deux reprises.

Un grand merci à toute ma famille, à mes grands-parents, à mes parents, et à ma petite sœur, pour m'avoir encouragé, écouté, et conseillé, durant toutes ces années. Si j'en suis arrivé là, aujourd'hui, c'est grâce à toutes les valeurs que vous avez sues partager. Merci !

Enfin, le dernier remerciement mais non des moindres s'adresse à Leslie qui colore ma vie depuis plus de six ans. En bonne relectrice du présent mémoire, elle connaît désormais les grandes lignes de cette thèse. Merci à toi pour ton accompagnement et ton soutien !

Introduction générale

Contexte

L'Humanité a fait le constat, depuis le début des années 1970 et la prospère période des Trente Glorieuses, que son modèle de développement économique ne peut plus être supporté par la planète. Les successions de crises économiques et sociales, sont à l'origine d'une remise en cause forcée de son modèle économique, et d'une transition imposée vers un développement plus soutenable. Afin de définir les moyens à mettre en œuvre, les étapes, et les objectifs de cette transition, 110 chefs d'Etats et de gouvernements se sont réunis, en 1992, au Sommet de la Terre de Rio, à l'issue duquel le plan d'actions « Agenda 21 » a vu le jour pour repenser nos modes de production, de répartition, et de consommation de nos richesses.

L'une des réponses de l'industrie pour réaliser ce changement de développement est d'intégrer la protection de l'environnement dès la conception des biens ou services, afin de réduire les impacts environnementaux des produits tout au long de leur cycle de vie, c'est-à-dire l'écoconception. La réglementation européenne a été, et est toujours, un facteur important d'incitation de conversion vers l'écoconception dans les entreprises.

La majorité des outils d'écoconception a été développée pour des produits de faible à moyenne complexité. Pour un produit complexe, la phase d'innovation est prédominante dans les choix de conception. Or, on constate que les problématiques techniques et organisationnelles de l'intégration de l'écoconception en phase d'innovation d'un produit complexe ont été peu abordées dans la littérature scientifique. C'est pourquoi cette thèse se consacre au développement d'une stratégie d'intégration de l'évaluation de la performance environnementale dans les processus d'innovations d'un produit complexe.

Positionnement de la recherche

Cette recherche a été réalisée chez PSA Peugeot Citroën au travers d'une collaboration entre PSA Peugeot Citroën et le Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Mécaniques et des Matériaux (LISMMA) de l'Institut Supérieur de Mécanique de Paris (SUPMECA), rattaché à l'Ecole Doctorale « Sciences pour l'Ingénieur (ED 287) » de l'Ecole Centrale Paris. Le travail a été effectué avec l'équipe écoconception en charge de l'intégration des exigences environnementales en innovation, au sein du service « Environnement » du groupe industriel.

Depuis l'invention du concept de plateforme automobile, l'industrie automobile se caractérise par le fait que son mode d'innovation correspond moins à une reconception radicale de l'ensemble des véhicules, qu'un flux continu d'éléments innovants raccordés à un ou plusieurs projets de véhicules. La fonction transversale de prise en compte de la dimension Environnement lors de la conception, fonction assurée par un service dédié, est bien intégrée en phase de développement du véhicule, mais peu formalisée en phase d'innovation. Appliquées à la phase d'innovation, les exigences gérées par le service « Environnement » peuvent être classées en deux catégories d'exigences environnementales spécifiques : les exigences intrinsèques et les exigences extrinsèques. Une exigence environnementale portant sur une innovation est dite « intrinsèque » si elle est liée à la fonction et aux éléments qui constituent l'innovation ; par exemple, l'interdiction de métaux lourds, la levée du risque chimique, ou l'aptitude à la dépollution en fin de vie, sont des exigences qui sont directement liées à l'élément innovant et qui ne requièrent pas d'informations sur le système qui l'accueillera. A l'inverse, une exigence environnementale portant sur une innovation est dite « extrinsèque » si sa prise en compte nécessite la considération de l'ensemble du système véhicule ; par exemple, la directive sur les véhicules hors d'usage impose une homologation relative à la recyclabilité du système véhicule dans son ensemble et non pas des pièces qui composent le véhicule prises séparément. Or, en phase d'innovation, peu d'informations sont disponibles sur le futur véhicule auquel sera raccordé l'élément innovant.

Il découle de cette analyse trois questions de recherche :

- *Question de recherche 1* : Comment déployer la prise en compte des exigences environnementales dans la phase d'innovation d'un produit complexe ?
- *Question de recherche 2* : Quels sont les outils à développer permettant de réaliser un diagnostic des exigences environnementales d'un élément innovant raccordé à un système complexe ?
- *Question de recherche 3* : Comment, à partir de l'utilisation des outils, générer et capitaliser les connaissances afin de supporter un apprentissage organisationnel et de pérenniser une démarche d'écoconception ?

La stratégie globale d'intégration

La méthodologie employée pour répondre à ces questions de recherche prend la forme d'une stratégie globale d'intégration que nous avons nommé E3PICS (methodology of an Evolutive

integration of the Evaluation of the Environmental Performances of Innovative Complex Sub-systems) (Figure 1). Elle est basée sur la définition et l'utilisation d'un référentiel évolutif d'écoconception qui contient l'ensemble des exigences environnementales pilotées par le service « Environnement », données d'entrée de ce travail, et les outils permettant d'y répondre. Représentée sur la figure suivante, la macro hypothèse sous-jacente est que le caractère évolutif que revêt le référentiel permettrait d'assurer 1) d'un point de vue technique, l'expansion progressive du champ de prise en compte de l'environnement, et 2) d'un point de vue organisationnel, une intégration par palier de l'environnement au sein des différents services permettant à la fois, une meilleure appropriation des outils par leurs utilisateurs, et la formalisation de préconisations environnementales rendues plus simples à découvrir.

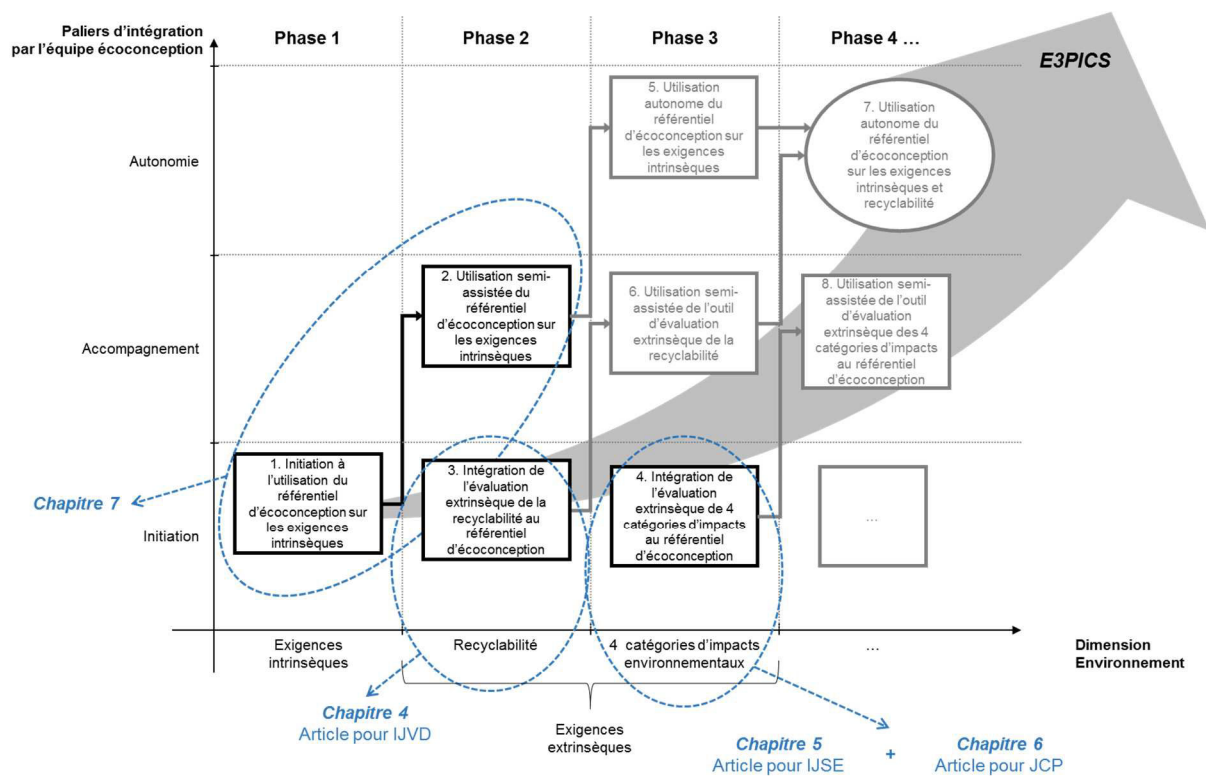


Figure 1. Représentation de la méthode générale d'intégration E3PICS et liens avec les chapitres dédiés

L'axe des abscisses représente l'aspect technique de la méthode, c'est-à-dire la complexification de la dimension Environnement par une expansion des exigences prises en compte, des intrinsèques aux extrinsèques, d'une vision mono-étape et monocritère à une vision cycle de vie et multicritère. Le traitement des exigences extrinsèques « Recyclabilité » et « Impacts environnementaux » est réalisé par la construction appropriée de modèles de véhicules permettant de rapporter les impacts de l'élément innovant au système auquel il est raccordé.

L'axe des ordonnées représente l'aspect organisationnel de la méthode, c'est-à-dire l'intégration dans les processus d'innovations et l'autonomisation progressive de l'utilisation du référentiel évolutif d'écoconception par les pilotes d'innovations. L'enjeu est de parvenir à mobiliser l'ensemble des parties prenantes (service « Environnement », équipes d'innovations, fournisseurs...).

Structure du mémoire

Le mémoire est structuré autour de trois articles de revues internationales à comité de lecture. Ils portent plus précisément sur le développement d'outils et de modèles environnementaux de véhicules pour l'évaluation extrinsèque de la performance environnementale d'éléments innovants.

Le chapitre 1 présente le contexte général, du constat d'une crise de l'Environnement au concept de développement durable. Puis le contexte de recherche en évaluation environnementale et écoconception est décrit, accompagné d'un focus sur les modélisations des processus de conception. Enfin le contexte industriel, à savoir celui des constructeurs d'automobiles, et plus précisément celui de l'entreprise qui a permis de consolider la problématique de recherche et qui a accueilli les expérimentations, est présenté. Enfin, la problématique générale et les questions de recherche sont détaillées.

Dans le chapitre 2, nous nous intéressons à la méthodologie de recherche avec, premièrement, une revue de la littérature sur l'intégration de la prise en compte de la dimension Environnement dans les processus de conception et d'innovation, conduisant à un recueil des contraintes d'une telle démarche. Puis, deuxièmement, la méthodologie E3PICS, les hypothèses, et le protocole expérimental sont présentés. La stratégie E3PICS étant basée sur un référentiel d'écoconception, ce dernier est décrit dans un troisième temps.

Le chapitre 3 est consacré à la description du référentiel d'écoconception, c'est-à-dire à la présentation des différents outils qui le composent et des procédures d'utilisation associées pour chaque palier d'intégration de la dimension « Environnement ».

Le chapitre 4 est la traduction française de l'article pour la revue scientifique *International Journal of Vehicle Design*. Il concerne le développement de l'outil OSIRIS (Outil de Simulation de l'Impact sur la Recyclabilité des Innovations) et de la modélisation des véhicules pour

réaliser l'évaluation extrinsèque relative à l'exigence sur la recyclabilité. Cette exigence est imposée par les directives européennes sur les véhicules hors d'usage.

Le chapitre 5 est la traduction française de l'article pour la revue scientifique *International Journal of Sustainable Engineering*. Il est consacré à la modélisation environnementale de systèmes complexes appliquée à des véhicules, en vue d'une utilisation dans un outil d'évaluation extrinsèque d'impacts d'innovations sur la performance environnementale du véhicule dans lequel elles seront intégrées. Ce chapitre s'attache donc à démontrer la robustesse de la modélisation basée sur un traitement de classification ascendante hiérarchique de résultats d'analyses de cycle de vie de véhicules.

Le chapitre 6 est la traduction française de l'article pour la revue scientifique *Journal of Cleaner Production*. Il concerne le développement de l'outil TEEPI (*Tool for Evaluating the Environmental Performances of Innovations*) et de l'utilisation des modèles environnementaux issus de la modélisation décrite dans le chapitre 5. La démonstration de la robustesse de l'outil se base notamment sur la comparaison des résultats d'impacts d'innovations sur la performance environnementale de véhicules avec ceux d'analyses de cycle de vie.

Le chapitre 7 propose une discussion approfondie autour des questions de recherche et est structurée par les résultats de l'intégration du référentiel d'écoconception, les règles d'écoconception qui ont été déduites de l'utilisation des outils analytiques, et une analyse des critères de réussite de la stratégie E3PICS.

Enfin, la conclusion et les perspectives de recherche sont exposées dans le chapitre 8 qui clôt ce mémoire.

Chapitre 1. Contexte et questions de recherche

Ce chapitre permet de poser le contexte de la thèse. La première section est développée autour du contexte général consacré au concept de développement soutenable, et au constat d'une crise de l'Environnement dont l'aggravation génère des conséquences sociales et économiques. La deuxième section est consacrée au contexte de recherche dans lequel sont décrits, d'une part, la méthode d'analyse de cycle de vie permettant d'établir un diagnostic détaillé des impacts d'un produit sur l'environnement, et d'autre part, l'état de l'art dans le champ de l'écoconception. La troisième section est dédiée à la présentation du contexte industriel dans laquelle sont détaillés les processus de conception et d'innovation spécifiques aux constructeurs d'automobile, et les stratégies adoptées par ceux-ci pour intégrer la dimension « Environnement ». Enfin, la quatrième section de ce chapitre expose trois questions de recherche auxquelles notre thèse tente d'apporter des éléments de réponse.

1.1 Contexte général

Depuis la fin des « Trente Glorieuses », le fonctionnement de la Société humaine est entré dans une transition imposée par le constat que son mode de développement n'est plus soutenable pour la planète. En reprenant les définitions purement conceptuelles et sans réalité géographique de Perrier (Perrier, 2004), l'Environnement est défini par un triptyque de milieux en interaction dont les propriétés sont homogènes et distinctes (Figure 2) : la biosphère¹, l'anthrosphère², et la technosphère³. L'anthrosphère étant en constante expansion (en termes de démographie et de besoins en ressources), la biosphère est de plus en plus sollicitée par la technosphère, si bien que l'équilibre des échanges entre les deux dernières sphères est rompu, engendrant ainsi une « crise de l'Environnement ». Celle-ci se manifeste par :

¹ La biosphère représente l'ensemble de l'environnement physique (contraintes du système solaire externe et de la dynamique du système terrestre), des cycles biogéochimiques (cycles du carbone, de l'eau...) et de l'ensemble des organismes vivants, dont « l'Homme à l'état de nature » tel que défini par Jean-Jacques ROUSSEAU (*Discours sur l'origine et les fondements de l'inégalité parmi les hommes*, 1755).

² Selon Perrier (Perrier, 2004), l'anthrosphère est le domaine « de l'homme [à l'état civil, N.D.A.], des sociétés qu'il forme et de leur démographie, ainsi que celui de l'évolution de leurs besoins alimentée par une demande sociale, le tout soutenu par une intense activité créatrice de représentations et d'organisations sociales, religieuses, intellectuelles, artistiques et techniques qui conduit à un développement foisonnant d'outils et de moyens techniques. »

³ La technosphère est le milieu des sciences, des techniques, et des technologies, produit par l'être humain et maîtrisant les contraintes de la biosphère afin de l'exploiter et/ou de l'adapter à ses besoins.

- une surconsommation des ressources naturelles de la biosphère, à l'origine notamment des pénuries de denrées alimentaires, de ressources énergétiques fossiles, et de ressources minérales ;
- un dérèglement des cycles biogéochimiques imputé à des émissions excessives de substances dans la biosphère, ne permettant pas à celle-ci de les réintroduire dans les cycles biogéochimiques, et engendrant, d'une part, les pollutions du sol, de l'eau et de l'air, et d'autre part, l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre dans l'atmosphère à l'origine du changement climatique.

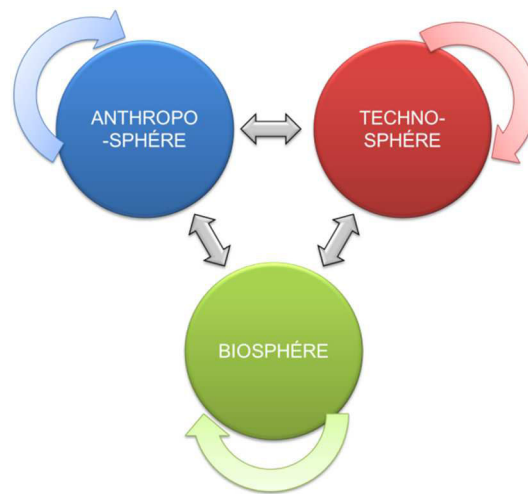


Figure 2. Conceptualisation de la crise de l'Environnement (adapté de (Perrier, 2004))

Selon une majorité d'écologistes, l'origine de la crise de l'Environnement actuelle, résultat direct de la révolution industrielle du XIX^e siècle, est due à l'anthropocentrisme, attitude humaine suggérant que « *la nature a une valeur instrumentale et que tout est prédisposé pour servir les intérêts de l'humain* » (Blackburn, 2013). On retrouve cet anthropocentrisme chez Descartes, selon qui la Connaissance pourrait être employée pour « *nous rendre comme maîtres et possesseurs de la Nature* »⁴. Le constat environnemental semble indiquer que, d'une part, les Humains ont dépassé l'assertion de Descartes par une exploitation nécessairement agressive de la Nature, attitude non préconisée par le philosophe, et que d'autre part, la Connaissance humaine reste trop limitée pour assurer la maîtrise de la Nature.

Ce sont les conséquences économiques et sociales de cette crise de l'Environnement qui ont conduit les humains à repenser leurs modes de production, de répartition, et de consommation

⁴ René DESCARTES (1637), *Discours de la Méthode*, Sixième Partie, <http://abu.cnam.fr/cgi-bin/go?methode3,121,140>

de leurs richesses. Pour illustrer le propos, prenons pour exemple les trois crises énergétiques qui se sont succédés en 1973, 1979, et 2008, respectivement appelées Premier, Deuxième, et Troisième, chocs pétroliers. Elles ont toutes eu des conséquences importantes sur l'économie mondiale. Dans une période de besoin croissant en énergie, elles ont engendré une prise de conscience (ou un renforcement de celle-ci) par la Société de son impact sur, et de sa dépendance à, l'Environnement. Attribuée en 1973 à l'économiste Boulding, l'assertion désormais célèbre « *Anyone who believes exponential growth can go on forever in a finite world is either a madman or an economist* »⁵ atteste bien de cette prise de conscience. Plus proche de nous, l'augmentation – bien que plus progressive et n'ayant pas, à première vue, d'effet direct majeur en comparaison à celles des années 1973 et 1979 – du prix de baril dont la valeur passe de 9 dollars en 1999 à 60 dollars en 2007 et 144 dollars en 2008, a été qualifié de Troisième choc pétrolier. D'après l'Institut Français du Pétrole Energies Nouvelles (Alazard-Toux, Maisonnier, 2009), deux raisons (non suffisantes, mais suffisamment importantes pour les citer) permettent d'expliquer l'inflation des prix du pétrole : d'une part, la croissance de la demande pétrolière, notamment des pays émergents comme la Chine, et d'autre part, la hausse du coût de production du pétrole dont les techniques d'extraction sont de plus en plus coûteuses à cause d'un accès de plus en plus difficile aux gisements. Or, selon l'économiste Gaël Giraud⁶, « *nos économies se sont endettées pour compenser la hausse du prix du pétrole ! Comme le crédit était très bon marché, cela a permis de rendre le choc pétrolier relativement indolore.* » Ainsi, le surendettement palliatif à la montée des prix du pétrole, accident conjoncturel, a favorisé la crise structurelle de 2007-2008 provoquée par l'éclatement de la bulle des *subprimes* ; cette grave crise financière « *a dégénéré en une crise économique et sociale majeure* » (Harribey et al., 2011). En France, il en résulte une augmentation continue de la pauvreté et un accroissement des inégalités de niveaux de vie (Houdré et al., 2013). Cet exemple a permis de mettre en valeur l'interdépendance de l'anthroposphère (modèle social), de la technosphère (modèle économique), et de la biosphère (appauvrissement des ressources énergétiques d'origine fossile).

Au regard des conséquences économiques, sociales, et environnementales, la Société a cherché à maîtriser son impact sur l'environnement. Trois grandes phases jalonnent l'histoire du

⁵ « *Celui qui croit qu'une croissance exponentielle peut continuer indéfiniment dans un monde fini est soit un fou, soit un économiste* », citation attribuée à Boulding en 1973, http://en.wikiquote.org/wiki/Kenneth_Boulding

⁶ AUZANNEAU, Matthieu, 2014. Gaël Giraud, du CNRS : « Le vrai rôle de l'énergie va obliger les économistes à changer de dogme ». In : Oil Man, Chroniques du début de la fin du pétrole [en ligne]. 19 avril 2014. Disponible à l'adresse : <http://petrole.blog.lemonde.fr/2014/04/19/gael-giraud-du-cnrs-le-vrai-role-de-lenergie-va-obliger-les-economistes-a-changer-de-dogme/>.

management environnemental (Boiral, 2007) : la dilution (dispersion des contaminants dans l'air, l'eau, et le sol), les mesures palliatives (systèmes de dépollution en aval des procédés), et préventive (réduction des contaminants à la source). L'évolution de la législation pour la protection de l'environnement a fortement incité les industriels à adopter des systèmes de management environnemental de leur site. En 1965, la France légiféra pour lutter contre la pollution de l'eau grâce à la Loi n° 64-1245⁷ conduisant à la création des agences de l'eau. L'entreprise Coca Cola a été la première à mettre en place, dès 1969, des « *systèmes permettant l'évaluation de l'énergie nécessaire à la fabrication d'un produit* » (Belem et al., 2005), marquant alors la naissance de l'évaluation environnementale. Suite au Premier choc pétrolier, l'Agence pour les Économies d'Énergie (AEE) fut créée en France, devenant en 1982 l'Agence Française pour la Maîtrise de l'Énergie (AFME) suite à la fusion de l'AEE avec le Commissariat à l'Énergie Solaire (COMES). En 1975, l'Union Européenne publia la directive 75/442/CEE relative aux déchets, aboutissant en France à la création de l'Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets (ANRED), et posant le principe de pollueur-payeur. En 1980, l'Union Européenne publia la directive 80/779/CE, première mesure pour l'amélioration de la qualité de l'air, aboutissant en France à la création de l'Agence pour la Qualité de l'Air (AQA). En 1988, l'AFME, l'ANRED, et l'AQA fusionnèrent pour constituer l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME).

110 chefs d'Etats et de gouvernements réunis, dès 1992, au Sommet de la Terre de Rio ont affiché des objectifs en matière de développement soutenable, concept défini en 1987 par le rapport Brundtland (World Commission on Environment and Development, 1987) : « *Le développement durable est un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs* ». Les objectifs affichés prennent la forme d'un plan d'action nommé « Agenda 21 ». En 1994, la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages constitue l'un des premiers textes qui déploie le principe de Responsabilité Élargie du Producteur (REP). Ce principe est à l'origine de l'approche dite « produit » complémentaire à l'approche « site », incitant les producteurs à prendre « *d'avantage en compte les aspects environnementaux dans le cadre de la conception des produits* », c'est-à-dire à faire de l'écoconception (Didier, Sittler, 2013). Basé sur ce principe, un certain nombre de textes de lois a, depuis, vu le jour dont :

- la directive 2000/53/CE relative aux véhicules hors d'usage (VHU) ;

⁷ http://www.legifrance.gouv.fr/jo_pdf.do?cidTexte=JORFTEXT000000509753

- la directive 2002/95/CE relative à la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques ;
- le règlement 1907/2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH) ;
- la directive 2009/125/CE établissant un cadre pour la fixation d'exigences en matière d'écoconception applicables aux produits liés à l'énergie (ErP ; *energy-related products*)
- la directive 2012/19/UE relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE).

Depuis le Sommet de Rio, différentes représentations du développement durable ont été proposées. La conceptualisation dominante représentée en Figure 3a préconise une intégration complète des systèmes « environnement », « social », et « économique », dont les objectifs ne peuvent être traités indépendamment ; Mebratu propose une représentation plus intégrée (Figure 3b) dans laquelle les univers « économie » et « social » ne peuvent pas être pris séparément de l'univers « environnement » et mettant ainsi en valeur l'interdépendance de ces systèmes (Mebratu, 1998).

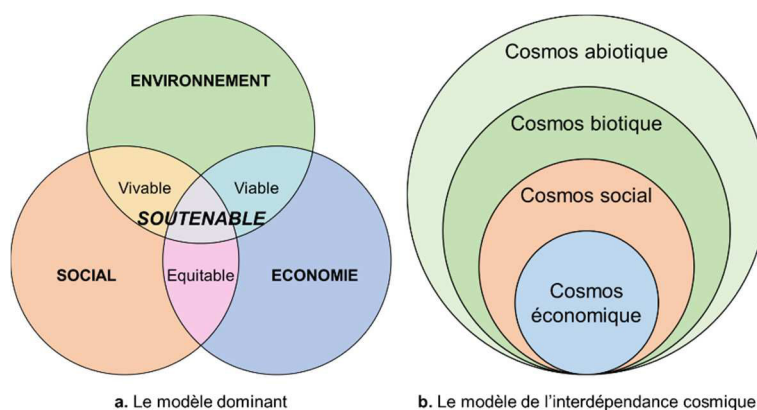


Figure 3. Définitions conceptuelles du développement soutenable (adapté de (Mebratu, 1998))

Plus récemment, le concept d'économie circulaire semble être la mise en pratique la plus récente du développement durable, et est définie, selon l'ADEME, comme « un système économique d'échange et de production qui, à tous les stades du cycle de vie des produits (biens et services), vise à augmenter l'efficacité de l'utilisation des ressources et à diminuer l'impact sur l'environnement »⁸. L'économie circulaire couvre trois champs :

⁸ « ADEME & Vous, Recherche » N°7, juin 2014.

- L'offre et les acteurs économiques : Approvisionnement durable, Ecoconception, Ecologie industrielle et territoriale, Economie de la fonctionnalité ;
- La demande et le comportement des consommateurs : Consommation responsable (achat, utilisation), Allongement de la durée d'usage (réemploi, réparation, réutilisation) ;
- La gestion des déchets : Recyclage.

Afin d'illustrer le contexte général dédié au développement durable, nous proposons, dans les sous-sections suivantes, de montrer les conséquences sur la société, à la fois d'un point de vue économique et géopolitique, et d'un point de vue social, de quatre impacts environnementaux. Un état des lieux de l'impact du secteur du transport accompagne chaque indicateur ; de plus, les impacts environnementaux ne se limitent pas aux quatre expliqués dans cette section de contexte général, mais ils seront exploités dans cette thèse.

1.1.1 Le réchauffement climatique

Les premier (IPCC, 2013) et deuxième⁹ volets du cinquième rapport du Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC) durcissent leur diagnostic sur l'augmentation des températures. Les conséquences sociales et sociétales, sont, notamment, un risque d'accentuer les inégalités Nord-Sud avec des impacts majeurs sur l'accès à l'eau potable, l'alimentation, la production d'énergie, etc. (Foucart, 2014). De plus, un rapport scientifique commandé par la Banque mondiale montre que les « *communautés pauvres des villes du littoral et des îles de faible altitude sont parmi les plus vulnérables du monde face au changement climatique. Et que ce sont aussi les moins à même de mobiliser des moyens pour s'adapter* »¹⁰ (World Bank, 2013). Alors que 60% de la population mondiale vit dans une « zone côtière à faible altitude », l'Université des Nations Unies prévoit une augmentation croissante de personnes exposées au risque d'inondation dû au réchauffement climatique, atteignant 21 millions en 2030, 55 millions en 2050, et 370 millions en 2100 (Oliver-Smith, 2009). En ce qui concerne les pays développés, les conséquences sur l'économie seront non négligeables, d'autant plus que « *les modélisations montrent clairement que le réchauffement sera plus*

⁹ <http://ipcc-wg2.gov/AR5/report/final-drafts/>

¹⁰ <http://www.banquemondiale.org/fr/news/feature/2013/06/19/what-climate-change-means-africa-asia-coastal-poor>

significatif dans les hautes latitudes » (Durand, 2012). L'humanité se retrouve donc aujourd'hui dans l'urgence pour limiter les effets néfastes que provoquera le changement climatique global.

Le réchauffement climatique est engendré par l'augmentation des émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES). Comme leur nom l'indique, ces gaz sont responsables de l'effet de serre naturel qui assure une température moyenne de 15°C, condition nécessaire au développement de la vie. Ils retiennent une large part du rayonnement infrarouge renvoyée vers l'espace par la Terre. Or, l'être humain rejette depuis l'ère industrielle quantité de GES, si bien que le phénomène s'en trouve augmenté.

Six GES sont inventoriés (CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC, et SF₆) et un facteur de caractérisation est associé à chacun d'entre eux pour calculer le potentiel de réchauffement global (PRG, ou *Global Warming Potential – GWP*) défini comme un « *indice fondé sur les propriétés radiatives d'un mélange homogène de gaz à effet de serre, qui sert à mesurer le forçage radiatif d'une unité de masse d'un tel mélange dans l'atmosphère actuelle, intégré pour un horizon temporel donné par rapport à celui du dioxyde de carbone. Le PRG représente l'effet combiné des temps de séjour différents de ces gaz dans l'atmosphère et de leur pouvoir relatif d'absorption du rayonnement infrarouge thermique sortant.* » (IPCC, 2013). Le PRG est exprimé en équivalent CO₂, principal gaz émis en quantité, et quelques valeurs sont données à titre d'exemple dans le Tableau 1. Notons que le PRG du méthane n'a cessé d'augmenter, passant de 21 en 1995, 23 en 2001, 25 en 2007, à 28 en 2013.

Tableau 1. Valeurs de potentiels de réchauffement global pour quelques gaz à effet de serre (IPCC, 2013)

Gaz à effet de serre	PRG (CO₂ eq.) à 100 ans
CO ₂	1 par définition
CH ₄	28
N ₂ O	265
SF ₆	23500

Globalement, les émissions de GES de l'Union Européenne, poussée par le protocole de Kyoto signé en 1997, sont à la baisse depuis 20 ans (Figure 4). Le Tableau 2 détaille cette évolution pour l'ensemble des pays de l'Union Européenne des Quinze depuis 2001. On remarque que les émissions de GES de l'ensemble de ces pays diminuent sensiblement en 2009. Selon l'agence européenne de l'environnement, « *la récession économique qui commença à la seconde moitié de 2008 et continua en 2009 a aussi eu un impact substantiel sur les émissions [du secteur manufacturier et de la construction]* » (European Environment Agency, 2014).

Ceci est toutefois à mettre en regard avec les augmentations d'émissions de GES de pays en voie de développement comme la Chine ou l'Inde.

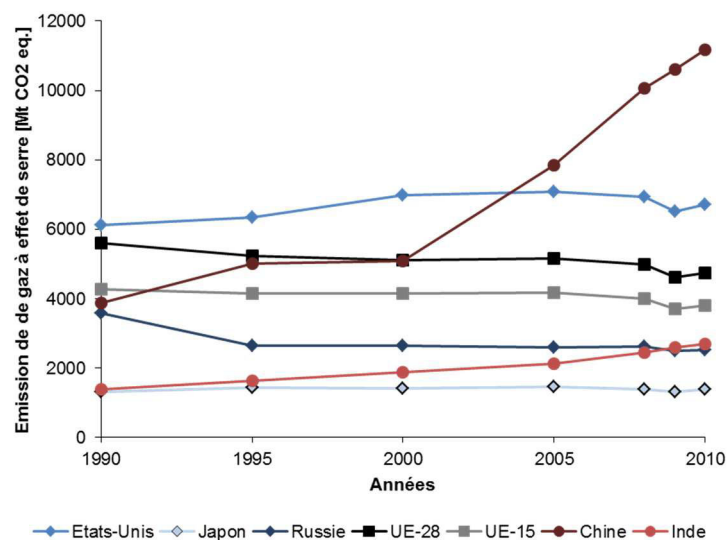


Figure 4. Evolution des émissions de gaz à effet de serre pour plusieurs pays développés et en voie de développement sur une période de 20 ans (JRC¹¹)

Tableau 2. Evolution des taux d'émissions de GES dans les pays de l'Union européenne des Quinze par rapport à l'année de référence 2001 (INSEE¹²)

Pays	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Allemagne	100%	98%	98%	97%	95%	95%	92%	92%	86%	89%	87%
Autriche	100%	102%	109%	109%	110%	107%	104%	103%	95%	101%	98%
Belgique	100%	99%	101%	101%	99%	95%	92%	94%	86%	91%	83%
Danemark	100%	99%	106%	98%	92%	103%	96%	91%	87%	88%	81%
Espagne	100%	104%	106%	110%	114%	112%	114%	105%	96%	92%	92%
Finlande	100%	103%	114%	108%	92%	107%	105%	94%	89%	100%	90%
France	100%	99%	100%	100%	100%	98%	96%	95%	91%	92%	87%
Grèce	100%	100%	103%	103%	106%	103%	105%	102%	97%	92%	90%
Irlande	100%	97%	97%	97%	99%	98%	97%	96%	88%	88%	82%
Italie	100%	100%	103%	104%	103%	101%	100%	97%	88%	90%	88%
Luxembourg	100%	108%	111%	125%	128%	126%	120%	119%	114%	119%	118%
Pays-Bas	100%	100%	100%	100%	98%	96%	95%	95%	92%	98%	91%
Portugal	100%	105%	99%	102%	105%	99%	96%	93%	89%	85%	83%
Royaume-Uni	100%	97%	98%	98%	97%	97%	95%	93%	85%	88%	82%
Suède	100%	101%	102%	100%	97%	96%	94%	91%	85%	94%	88%
UE-15	100%	99%	101%	101%	100%	99%	98%	96%	89%	91%	87%

Sur son site¹³, le Ministère du Développement Durable français partage un inventaire des émissions de GES par secteur avec une comparaison entre les années 1990 et 2009 (Figure 5).

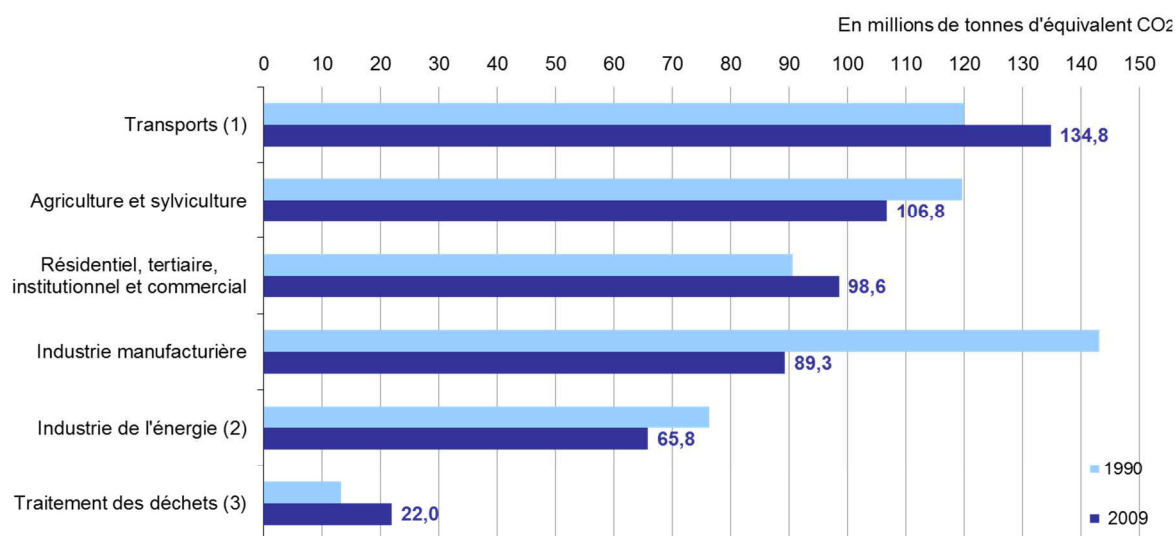
¹¹ <http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=GHGts1990-2010>

¹² http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?ref_id=CMPTEF01306

¹³ <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/199/1080/emissions-gaz-effet-serre-secteur-france.html>

En 2009, le secteur des transports est le plus émetteur de GES, avec une augmentation globale de 12,4% depuis 1990. De plus, le site informe que « *le transport routier est à l'origine de 91% des rejets du secteur.* »

Emissions de gaz à effet de serre par secteur en France



Notes : périmètre du protocole de Kyoto (Métropole, Guadeloupe, Martinique, Guyane, La Réunion, Saint-Martin, Saint-Barthélemy), hors UTCF (utilisation des terres, leurs changements et la forêt) ; (1) aérien et maritime : trafic domestique uniquement ; (2) y compris incinération des déchets avec récupération d'énergie ; (3) hors incinération des déchets avec récupération d'énergie, et hors captage de biogaz.

Source : Citepa (inventaire CCNUCC, format "Plan Climat"), mai 2011.

Figure 5. Emissions de gaz à effet de serre par secteur en France (extrait du site du Ministère du Développement Durable)

Pour limiter les émissions de CO₂, principal GES émis par le transport routier, la Commission Européenne a notamment publié un règlement en 2009 donnant un objectif de 95 g de CO₂ / km, applicable à partir de 2020 au parc de voitures neuves, sous peine d'amende sur les émissions excédentaires (European Parliament Council, 2009). Une réglementation de plus en plus forte sur les émissions de CO₂ est observable dans d'autres pays, comme le montre le graphique de la Figure 6 extrait d'une présentation de la Plateforme de la Filière Automobile (PFA) lors de ses Ateliers de la Filière Automobile en 2013.



Figure 6. Cibles réglementaires d'émission de CO₂ par pays

1.1.2 La pollution de l'air

Le changement climatique observé n'est pas le seul impact anthropique sur l'environnement. Les analyses de la qualité de l'air révèlent l'existence d'une pollution atmosphérique dont les effets sur la santé ne sont pas négligeables avec notamment une augmentation des problèmes respiratoires (voir Tableau 3). On constate que la concentration des molécules est plus importante dans les régions urbaines. L'un des phénomènes visibles les plus flagrants est l'apparition d'un smog (voir Figure 7), mélange de fumée et de brouillard stagnant dans le paysage urbain. Or, la population urbaine mondiale est en constante augmentation depuis les années 1950, et devrait atteindre 5 milliards d'individus en 2030 contre 3,3 milliards en 2007 (Véron, 2007), soit une augmentation de 50% de la population qui serait potentiellement exposée aux risques sanitaires liés à la pollution de l'air. Alors que la pollution de l'air extérieur entraîne 3,7 millions de décès chaque année dans le monde, l'OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques) chiffre le coût de cette pollution à 3 500 milliards de dollars par an pour les pays riches membres de l'organisation, la Chine et l'Inde (OECD, 2014).



Figure 7. Vues de Pékin un jour après la pluie (à gauche) et un jour ensoleillé avec le smog (à droite)¹⁴

¹⁴ http://fr.wikipedia.org/wiki/Smog#mediaviewer/Fichier:Beijing_smog_comparison_August_2005.png

De la même manière que le potentiel de réchauffement global abordé à la sous-section précédente, les scientifiques proposent un indicateur de potentiel de création d'ozone photochimique (*Photochemical Ozone Creation Potential – POCP*), exprimé en équivalent éthylène (C₂H₄ eq.) et caractérisant la pollution atmosphérique sous forme de smog. Le Tableau 4 donne quelques exemples de facteurs de caractérisation de polluants pour le calcul du POCP.

Tableau 3. Principaux polluants surveillés par l'Organisation Mondiale de la Santé, définitions, et effet sur la santé (Organisation Mondiale de la Santé, 2014)

Polluants	Seuils recommandés	Définition et principales sources	Effets sur la santé
Matières particulaires (PM)	PM _{2,5} : 10 µg/m ³ moyenne annuelle ; 25 µg/m ³ moyenne sur 24 heures PM ₁₀ : 20 µg/m ³ moyenne annuelle ; 50 µg/m ³ moyenne sur 24 heures	<ul style="list-style-type: none"> Mélange de substances organiques et minérales, sous forme solide ou liquide ; Les particules les plus nuisibles pour la santé sont celles dont le diamètre n'excède pas 10 microns. 	Risques d'affections aiguës et chroniques, de maladie cardiovasculaire, de bronchopneumopathie chronique obstructive, de cancer du poumon.
Ozone (O ₃)	100 µg/m ³ moyenne sur 8 heures	<ul style="list-style-type: none"> Formé sous l'effet de réactions photochimiques entre divers polluants, comme les oxydes d'azote (NO_x) émis par les véhicules et l'industrie et les composés organiques volatiles (COV), émis par les véhicules, les solvants et l'industrie ; Un des principaux constituants du smog photochimique. 	Problèmes respiratoires, déclenchement de crises d'asthme, diminution de la fonction pulmonaire et apparition de maladies respiratoires.
Dioxyde d'azote (NO ₂)	40 µg/m ³ moyenne annuelle ; 200 µg/m ³ moyenne horaire	<ul style="list-style-type: none"> Les émissions anthropiques de NO₂ proviennent principalement de la combustion ; Principal agent responsable de la formation des aérosols de nitrates. 	Inflammation importante des voies respiratoires, augmentation des symptômes bronchitiques chez l'enfant asthmatique, diminution de la fonction pulmonaire.
Dioxyde de soufre (SO ₂)	20 µg/m ³ moyenne sur 24 heures ; 500 µg/m ³ moyenne sur 10 minutes	<ul style="list-style-type: none"> Principalement produit par la combustion des énergies fossiles (charbon et pétrole) contenant du soufre pour le chauffage domestique, la production d'électricité ou les véhicules à moteur ; Produit par la fonte des minerais de fer contenant du soufre. 	<ul style="list-style-type: none"> Affection du système respiratoire (toux, production de mucus, exacerbation de l'asthme, bronchites chroniques, sensibilisation aux infections respiratoires), du fonctionnement des poumons et provocation d'irritations oculaires ; Production, avec l'eau, d'acide sulfurique principal composant des pluies acides à l'origine de phénomènes de déforestation.

Tableau 4. Valeurs de potentiels de création d’ozone photochimique pour quelques polluants atmosphériques (Labouze et al., 2004)

Polluant atmosphérique	POCP (kg C₂H₄ eq.)
C ₂ H ₄	1 par définition
NO _x	0,95
CO	0,02
COV (composé organique volatil)	0,21

Pour limiter la pollution de l’air due au secteur des transports, l’Union Européenne avait émis en 1970 la directive 70/220/CEE pour limiter les émissions de monoxyde de carbone et d’hydrocarbures. Elle a été complétée par le règlement 715/2007 en 2007 interdisant la mise en circulation de véhicules dont les émissions de polluants dépassent le seuil réglementaire défini par les normes européennes d’émissions, appelées « Euro » (European Parliament Council, 2007). Le Tableau 5 synthétise les valeurs limites, en Europe, pour les véhicules circulant au Diesel et à l’essence. Ceci est à mettre en regard avec la croissance mondiale de vente de véhicules : en 2010, le parc automobile mondial s’élève à 1 milliard de véhicules, et ne cesse de croître notamment en Chine¹⁵.

Tableau 5. Limites tolérées d’émissions pour les véhicules à moteur Diesel et essence par les normes européennes d’émission (et leur date d’entrée en vigueur)

Moteur	Polluants	Euro 4 (2006)	Euro 5 (2011)	Euro 6 (2015)
Essence	Oxydes d'azote (NO _x) (mg/km)	80	60	60
	Monoxyde de carbone (CO) (mg/km)	1000	1000	1000
	Hydrocarbures (HC) (mg/km)	100	100	100
	Particules (PM) (mg/km)	-	5	4,5
Diesel	Oxydes d'azote (NO _x) (mg/km)	250	180	80
	Monoxyde de carbone (CO) (mg/km)	500	500	500
	HC + NO _x (mg/km)	300	230	170
	Particules (PM) (mg/km)	25	5	5

1.1.3 La pollution de l’eau

La maîtrise de l’accès à une eau potable de qualité est une problématique principale à toute société, aussi bien dans les pays du Sud que ceux du Nord (Dagorn, 2009). Outre les tensions qui s’exercent dans les pays en développement et une demande croissante en eau, la pollution de l’eau est une des problématiques sous-jacentes à celle susmentionnée. Par exemple, un rapport du *World Wildlife Fund* en France (WWF, 2011) dénonce la présence de nitrates, de résidus chlorés ou bromés de sous-produits de désinfection, et d’aluminium, dans l’eau du

¹⁵ <http://ecologie.blog.lemonde.fr/2011/08/26/un-milliard-de-voitures-dans-le-monde-la-chine-fait-la-course-en-tete/>

robinet. Bien que les normes en vigueur soient respectées, l'ONG s'inquiète des « *risques pour la santé liés à l'exposition à de faibles doses de polluants sur le long terme, aux effets cocktail, aux perturbateurs endocriniens.* »

L'une des conséquences visibles de la pollution de l'eau est la prolifération d'algues, appelée eutrophisation, résultant d'une trop forte émission de matières nutritives dont elles s'alimentent. Selon le site du CNRS¹⁶, « *les principaux nutriments à l'origine de ce phénomène sont le phosphore (contenu dans les phosphates) et l'azote (contenu dans l'ammonium, les nitrates, et les nitrites).* » Alors qu'une manifestation naturelle de l'eutrophisation peut être observée dans les lacs profonds, le Ministère du Développement Durable français se soucie des effets anthropiques de cette pollution sur les côtes et les cours d'eau, où l'on observe « *d'importants développements d'algues [...] sans qu'une diminution puisse être observée ces dernières années* » (Commissariat général au Développement durable, 2014). De plus, il note que « *les retombées atmosphériques d'azote dans les océans proviennent surtout des transports, des activités industrielles, dont les centrales électriques, et de l'agriculture.* »

Le potentiel d'eutrophisation (*Eutrophication Potential* – EP) est l'indicateur permettant d'évaluer la pollution des cours d'eau aboutissant à la prolifération des algues. Il est exprimé en équivalent phosphate (PO_4^{3-} eq.). Le Tableau 6 donne quelques exemples de facteurs de caractérisation de polluants pour le calcul de l'EP.

Tableau 6. Valeurs de potentiels d'eutrophisation pour quelques polluants aquatiques (Heijungs et al., 1992)

Polluant aquatique	EP (kg PO_4^{3-} eq.)
PO_4^{3-}	1 par définition
NO	0,20
NO ₂	0,13
NO _x	0,13
NH ₄ ⁺	0,33
N	0,42
P	3,06

1.1.4 L'épuisement des ressources non renouvelables

Chaque année, l'ONG *Global Footprint Network*¹⁷ fournit « *un bilan comptable de la demande de l'humanité en ressources et services naturels comparée à la capacité de la planète à les fournir* » et donne la date où l'humanité a épuisé ses ressources naturelles annuelles et entre alors en période de « dette écologique ». On remarque clairement qu'elle arrive de plus en plus

¹⁶ <http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/ecosys/eutrophisat.html>

¹⁷ http://www.footprintnetwork.org/fr/index.php/GFN/page/earth_overshoot_day/

tôt : en 2013, huit mois ont suffi à l'humanité pour consommer l'ensemble de ses ressources naturelles, alors qu'en 1993, le jour du dépassement était en octobre. Indicateur de soutenabilité qui prend en compte l'ensemble des ressources naturelles utilisées par l'humain, l'empreinte écologique permet donc d'identifier les nations et les régions qui vivent avec un déficit écologique (Wackernagel, Yount, 1998).

Outre les ressources fossiles (pétrole, charbon, gaz) et l'eau, la société moderne requiert des quantités croissantes de minéraux pour les Technologies de l'Information et de la Communication (TIC) ou pour l'industrie métallurgique. Par exemple, l'association « Les amis de la Terre » a réalisé une étude¹⁸ des conséquences environnementales et sociales imputées à l'utilisation d'étain dans les smartphones. Un smartphone contient également du cuivre, de l'or, du tantale, de l'indium, du néodyme, du tungstène, du palladium, de l'yttrium, etc. Si les quantités paraissent faibles (7 grammes d'étain dans un smartphone), il faut les mettre en regard avec le nombre de smartphones vendus dans le monde : « *Il y a déjà plus de 5,6 milliards de téléphones mobiles vendus dans le monde, et en 2017, le nombre de téléphones mobiles dépasserait le nombre d'individus sur la planète.* » L'exploitation minière de ces éléments a des conséquences néfastes sur l'environnement, telles que la pollution de l'eau ou la destruction de la biodiversité.

Ce besoin croissant de ressources non renouvelables est l'un des principaux vecteurs d'échanges économiques entre les pays du Nord et ceux du Sud. Essentiellement réalisée dans les pays en développement, « *l'exploitation des ressources minérales représente l'essentiel des flux d'investissements directs étrangers dans beaucoup de pays en développement, souvent bien plus important que les flux d'aide* » selon un rapport de l'OCDE (Hobbs, Drakenberg, 2009). Par exemple, les terres rares (lanthanides, scandium, yttrium) sont majoritairement extraites en Chine qui a une situation de quasi-monopole ; la décision de mettre en place des quotas sur l'exportation de ces métaux a engendré une forte inflation des cours (Figure 8) ce qui a eu pour conséquence le dépôt d'une plainte de l'Union Européenne, des Etats-Unis, et du Japon auprès de l'Organisation Mondiale du Commerce (Lestavel, 2014). Bien que la Terre ait théoriquement en son cœur une quantité suffisante de ressources minérales pour répondre aux besoins de centaines de générations, « *l'exploitabilité de celles-ci demeurera toujours dépendante de la quantité d'énergie mise en œuvre pour y accéder* » (Cheilletz, 2013). Ainsi, comme le note le

¹⁸ <http://issuu.com/amisdelaterre/docs/smartphone/1?e=5912788/2925414>

site du CNRS¹⁹, « des indicateurs factuels montrent clairement que nous avons d'ores et déjà épuisé les gisements les plus faciles, même si les techniques d'extraction progressent. »

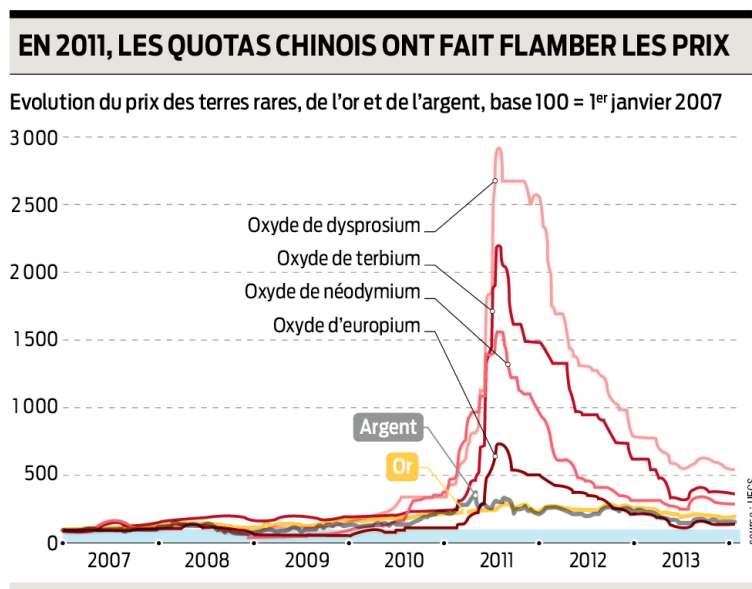


Figure 8. Evolution du prix des terres rares, de l'or et de l'argent (Lestavel, 2014)

Un indicateur de déplétion des ressources abiotiques (non-vivantes) a été défini, exprimé en équivalent antimoine (Sb éq.) (Oers et al., 2002). Le Tableau 7 donne quelques exemples de facteurs de caractérisation d'éléments minéraux pour le calcul du potentiel de déplétion abiotique (ADP – *Abiotic Depletion Potential*) issus de la base de données CML mise en ligne par l'université de Leiden²⁰.

Tableau 7. Valeurs de potentiels de déplétion abiotique pour quelques éléments minéraux

Élément minéral	ADP (kg Sb eq.)
Sb	1 par définition
Al	1,09 ^{E-9}
Cu	1,37 ^{E-3}
Au	52
Pb	6,34 ^{E-03}
Li	1,15 ^{E-05}

Cette première section a permis d'illustrer la diversité des impacts environnementaux et leurs conséquences, de montrer leur modélisation scientifique par l'utilisation de facteurs de caractérisation, et le poids important que joue l'industrie dans l'augmentation de ces impacts.

¹⁹ <http://ecoinfo.cnrs.fr/article129.html>

²⁰ <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>

Ce chapitre introductif se poursuit par l'établissement du contexte de recherche où un état de l'art de la prise en compte de la dimension « Environnement » dans l'industrie est proposé.

1.2 Contexte de recherche

Comme énoncé dans l'introduction du contexte général, des méthodes et outils ont commencé à être développés dès les années 1970 pour évaluer les impacts environnementaux des produits (biens ou services). Dans un premier temps, la méthode la plus consensuelle, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), est présentée. Pour montrer la difficulté de son implémentation dans une entreprise, un état des lieux non exhaustif des modélisations des processus de conception et d'innovation est réalisé dans un deuxième temps. Dans un troisième temps, une catégorisation des méthodes et outils d'écoconception pour prendre en compte la dimension « Environnement » dans une entreprise est proposée.

1.2.1 L'analyse de cycle de vie

L'Analyse environnementale du Cycle de Vie (ACV) d'un produit (bien ou service) est un outil scientifique, objectif, et normalisé par les normes ISO 14040/44 (ISO, 2006a, 2006b). Les documents normatifs proposent un cadre de mise en pratique de l'outil. L'ACV permet d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit tout au long de son cycle de vie, « du berceau à la tombe ». La norme ISO 14040 définit le cycle de vie par des « *phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale* ». La norme définit quatre phases pour l'ACV représentées sur le schéma de la Figure 9.

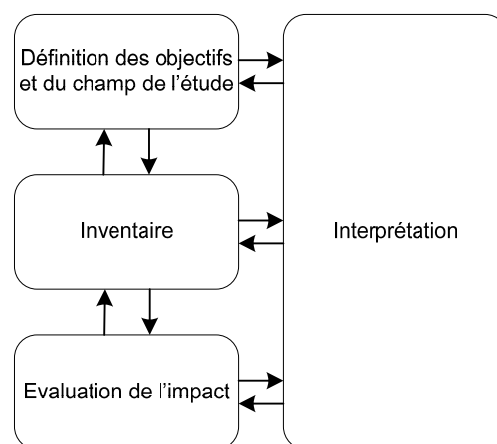


Figure 9. Cadre de l'analyse de cycle de vie

1.2.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

La première phase de l'ACV se déroule en quatre étapes :

- Définition de la portée et des limites de l'étude : déterminer tous les objectifs de l'étude (immédiats, utilisations secondes) ;
- Identification des fonctions et choix d'une unité fonctionnelle : l'unité fonctionnelle est définie de manière différente selon les produits. Il s'agit de la « *performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse du cycle de vie* » (ISO, 2006a). Le produit étudié doit satisfaire un besoin de l'utilisateur ; c'est une notion de service. Ainsi, la fonction doit répondre à la question : à quoi sert le produit ? Dans le cas d'une étude comparative, l'unité fonctionnelle permet de ramener les flux d'impacts à une même aptitude d'usage et définit la quantification des fonctions identifiées du produit. Le choix de l'unité fonctionnelle est déterminant pour toute l'étude : deux unités fonctionnelles différentes donneront des résultats différents !
- Définition des niveaux de modélisation du système : à quelle profondeur de processus élémentaires doit-on mener l'étude ?
- Choix des frontières : choisir les flux qui doivent être pris en compte et ceux qui sont négligés.

Dans l'industrie automobile, l'unité fonctionnelle fréquemment utilisée par les constructeurs est le parcours, par un véhicule automobile, d'une distance (généralement 150 000 km) pendant une durée (généralement 10 ans).

La définition des objectifs et du champ de l'étude demande l'emploi d'un vocabulaire précis décrit dans les normes (cf. Figure 10). Durant tout son cycle de vie, un produit donné subit un certain nombre de processus élémentaires (plus petite partie prise en compte dans l'inventaire du cycle de vie). L'ensemble de ces processus élémentaires correspond à un système de produits, comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies. Il sert de modèle au cycle de vie du produit. Entre chaque processus élémentaire du système de produits étudié, il y a un flux intermédiaire (de produits, de matière ou d'énergie). De plus, pour chaque processus élémentaire, il y a des intrants et des extrants ; les produits et les matières de ces deux derniers comprennent des matières premières, des produits intermédiaires et des coproduits.

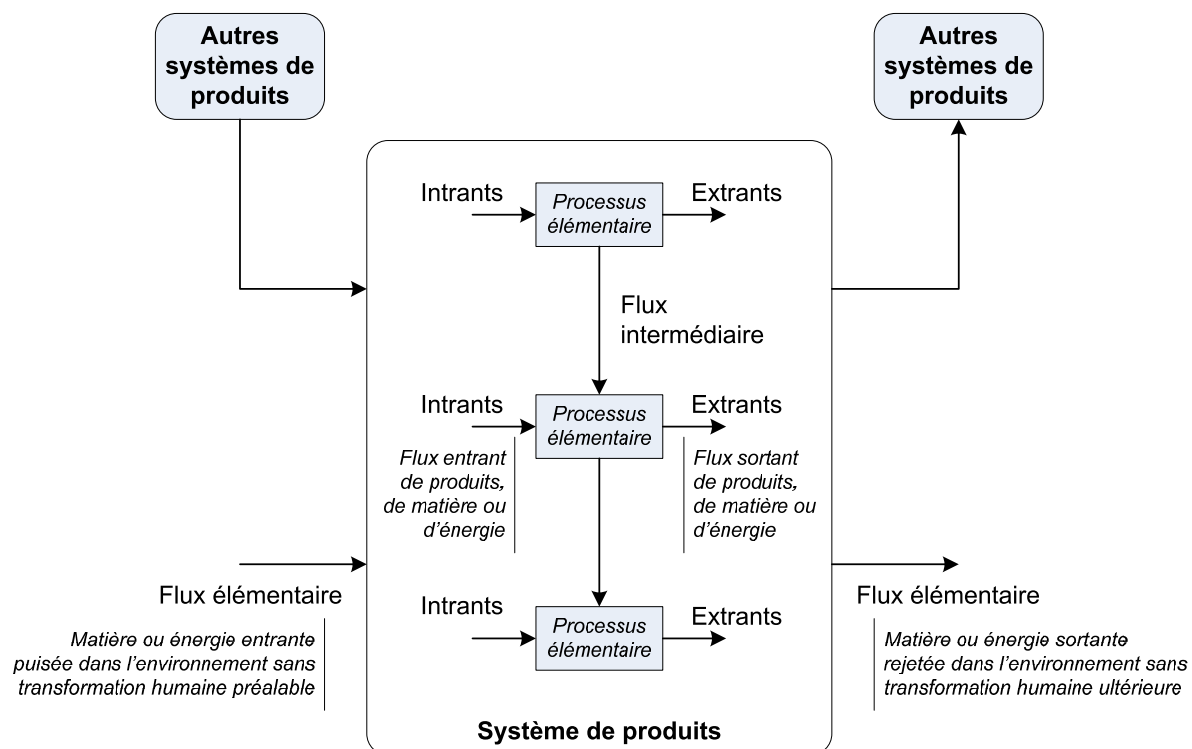


Figure 10. Le vocabulaire employé dans l'analyse de cycle de vie

1.2.1.2 Inventaire

L'inventaire constitue le cœur de l'ACV. Il s'agit de recueillir les données des flux entrants et sortants. Il existe deux catégories de données :

- Les données primaires : ce sont des données recueillies, et vérifiées sur site ;
- Les données secondaires : elles proviennent des bases de données publiques d'inventaires du cycle de vie fournies par l'industrie, par des instituts de recherche universitaire, par des agences de l'environnement, etc.

Dans le contexte automobile, la chaîne de fournisseurs d'un constructeur est longue ; ce dernier maîtrise surtout le premier rang de fournisseurs. Par exemple, pour l'étape de fabrication d'une automobile, le constructeur connaît généralement le bilan masse/matière des pièces fournies par les équipementiers ; il peut donc associer à chaque matière un procédé de fabrication dont les données génériques sont disponibles dans les bases de données (par exemple un procédé d'injection pour une pièce thermoplastique) ; le constructeur utilise dans ce cas des données secondaires. En revanche, pour les parties du véhicule que le constructeur fabrique lui-même telles que la caisse-en-blanc, ou parfois le moteur, le constructeur peut collecter les données sur

site (consommation électrique, émissions dans l'air, dans l'eau, ...) et ainsi modéliser son procédé de fabrication à l'aide de données primaires.

Ces données doivent être vérifiées :

- Par recoupement ;
- Par comparaison avec des données théoriques ;
- Par référence à d'autres données d'inventaire.

Il faut également assurer la traçabilité des données.

1.2.1.3 *Evaluation des impacts potentiels*

La troisième phase de l'ACV est l'évaluation des impacts cycle de vie, c'est-à-dire la traduction des résultats d'inventaires en impacts sur l'environnement. A l'issue de la phase d'inventaire, l'analyste environnemental a à sa disposition un tableau de substances consommées ou émises dont les valeurs ont été agrégées pour les émissions de la même substance. Cette troisième phase est réalisée en deux étapes principales : la caractérisation orientée problèmes (dite aussi intermédiaire) (*midpoint*) et la caractérisation orientée dommages (*endpoint*) (Figure 11). Pour ce faire, l'analyste environnemental utilise, dans un premier temps, des facteurs de caractérisation intermédiaires relatifs à chaque flux élémentaire (voir quelques exemples dans la section 1.1 Contexte général) de manière à convertir ces flux en des unités communes d'impacts environnementaux (exemple : kg CO₂ eq. pour l'impact potentiel de réchauffement global). Puis, dans un deuxième temps, il multiplie les facteurs de caractérisation de dommages relatifs à chaque catégorie d'impacts pour « *évaluer la contribution des catégories intermédiaires à une ou plusieurs catégories de dommages sur un sujet à protéger* », comme la santé humaine mesurée en DALY (Disability-Adjusted Life Year), c'est-à-dire le nombre d'années perdues par un être humain (Jolliet et al., 2010).

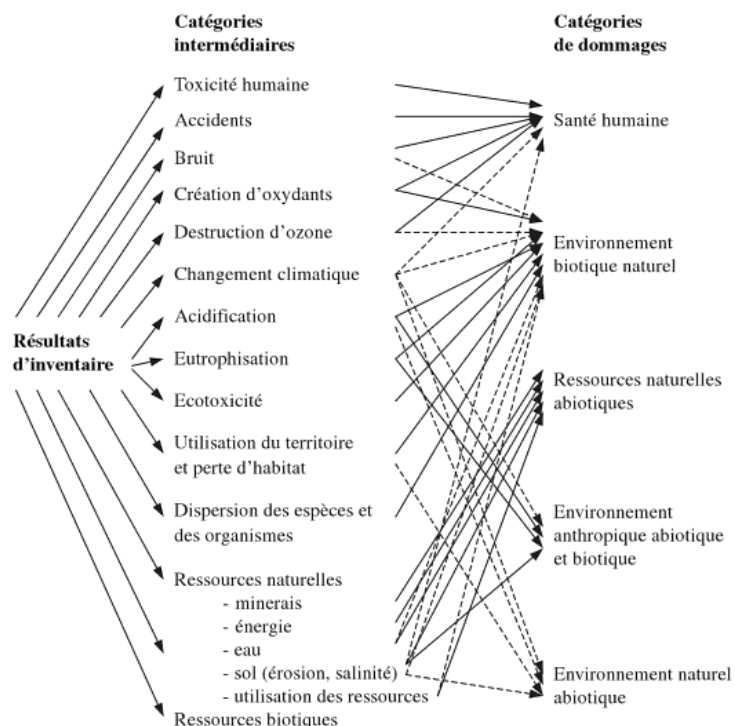


Figure 11. Structure générale du cadre d'analyse d'impact du cycle de vie (Joliet et al., 2010)

Ce type de calcul est généralement effectué par des logiciels d'ACV (SimaPro, GaBi, ...) qui permettent d'associer chaque flux à un indicateur d'impact. Pour simplifier leur interprétation, ceux-ci sont traduits graphiquement notamment par des histogrammes représentant pour chaque impact le poids des étapes du cycle de vie ou des composants (Figure 12).

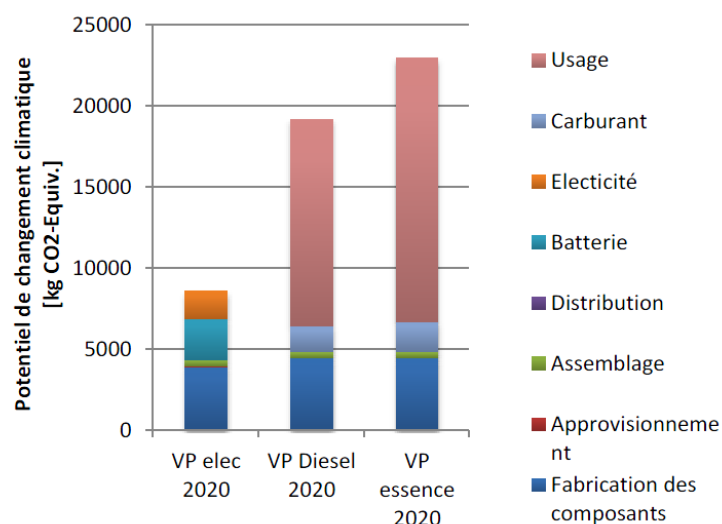


Figure 12. Contribution au potentiel de changement climatique des différentes étapes du cycle de vie des véhicules particuliers électrique, Diesel et essence à l'horizon 2020 (Warburg et al., 2013)

D'autres étapes optionnelles peuvent être effectuées par l'analyste environnemental. La normation (souvent appelée improprement²¹ normalisation), est une « *Opération qui consiste à rapporter des résultats d'analyse de cycle de vie (ACV) à une échelle normée, en vue d'en faciliter la compréhension. Généralement, l'échelle retenue est l'équivalent habitant européen ou français. Cependant, selon l'objet de l'étude, la normation peut être faite par rapport à toute échelle pertinente (équivalent kilomètres parcourus en voiture, équivalent en minutes d'activités industrielles nationales...)* » selon le glossaire de l'ADEME²².

La pondération est également une étape optionnelle qui suit celle de la normation. Elle permet de « *définir l'importance relative des scores de caractérisation, en se basant sur la valeur sociale relative accordée aux différentes catégories intermédiaires ou de dommages. Cette valeur sociale est quantifiée au travers des facteurs de pondération* » (Jolliet et al., 2010).

Plusieurs méthodes de calculs des catégories intermédiaires et de dommages sont disponibles dans la littérature. Le Tableau 8 en synthétise quelques-unes parmi les plus courantes.

Tableau 8. Quelques méthodes courantes de caractérisation des impacts cycle de vie

Méthodes	Catégories d'impacts
CML ²³ (Guinee et al., 2002)	Abiotic Depletion (elements, ultimate reserves) Abiotic Depletion (fossil fuels) Acidification Eutrophication Freshwater aquatic ecotoxicity Global warming Human Toxicity Marine Aquatic Ecotoxicity Ozone Layer Depletion Photochemical Oxidation Terrestrial Ecotoxicity
Eco-Indicator 99 (Goedkoop, Spriensma, 2001)	Damage to Ecosystem Quality Damages to human health Damage to Resources caused by extraction of fossil fuels and minerals

²¹ Voir la distinction établie, en sociologie, par Michel Foucault (Foucault, 1978) entre la normation (ou normalisation disciplinaire) et la normalisation : « *la [normation] consiste à poser d'abord un modèle, un modèle optimal qui est construit en fonction d'un certain résultat, et l'opération de la [normation] consiste à essayer de rendre les gens, les gestes, les actes conformes à ce modèle, le normal étant précisément ce qui est capable de se conformer à cette norme et l'anormal, ce qui n'en est pas capable.* » A l'inverse, Foucault définit la normalisation comme étant, d'abord, la distinction entre le normal et l'anormal, dont on peut en déduire, par la suite, la norme.

²² <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=12843&p1=14>

²³ Institute of Environmental Sciences (CML) of the Faculty of Science of Leiden University, <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>

EDIP 2003 ²⁴ (Hauschild, Potting, 2005)	Acidification Aquatic eutrophication Ecotoxicity Global warming Human toxicity Photochemical ozone formation Stratospheric ozone depletion Terrestrial eutrophication	
IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2010)	Midpoint Toxicité humaine Effets respiratoires Radiation ionisante Destruction de la couche d'ozone Formation de photo-oxydants Acidification aquatique Eutrophisation aquatique Acid./Eutroph. Terrestre Ecotoxicité terrestre Ecotoxicité aquatique Occupation des sols Changement climatique Energie non renouvelable Extraction de minerai	Endpoint Santé humaine Qualité des écosystèmes Changement climatique Ressources
ReCiPe ²⁵ (Goedkoop et al., 2009)	Climate Change Ozone Depletion Acidification Eutrophication Toxicity Human Health Damage due to PM ₁₀ and Ozone Ionising Radiation Impacts of Land use Water Depletion Mineral Resource Depletion Fossil Fuel Depletion	
TRACI ²⁶ (Bare, 2002)	Ozone depletion Global warming Acidification Eutrophication Tropospheric ozone (smog) formation Ecotoxicity Human health criteria-related effects Human health cancer effects Human health noncancer effects Fossil fuel depletion Land-use effects	

²⁴ Environmental Development of Industrial Products (EDIP), Institute for Product Development (IPU) at the Technical University of Denmark

²⁵ RIVM and Radboud University, CML, and PRé, <http://www.lcia-recipe.net/>

²⁶ Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts, U.S. Environmental Protection Agency

1.2.1.4 Interprétation

L'interprétation consiste à combiner les résultats de l'inventaire et de l'évaluation de l'impact. Le principal apport des ACV est de pouvoir comparer différents scénarii. Trois facteurs sont déterminants :

- La capacité de simulation incluse dans le modèle, notamment sa modularité et la capacité de modifier les scénarii ;
- Le nombre et la pertinence des paramètres retenus ;
- La capacité d'évaluer des scénarii tant en ACV que par des outils parallèlement.

L'ACV est donc un outil d'évaluation dont l'utilisation peut s'avérer complexe et longue dépendant du type de produit étudié. Des entreprises ont adopté l'ACV pour communiquer sur la performance environnementale de leurs produits (Tableau 9). De manière générale, les produits sur lesquels figure l'Ecolabel Européen²⁷ ont été soumis à une ACV, critère indispensable pour obtenir ce label.



Figure 13. Ecolabel Européen

²⁷ <http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/>

Tableau 9. Quelques exemples d'entreprises déclarant réaliser des ACV

Entreprise	Produit
Carrefour ²⁸	Sacs de caisse
Gaz de France ²⁹	Modes de valorisation énergétique du biogaz issu de méthanisation de la fraction fermentescible des ordures ménagères collectée sélectivement en France
L'Arbre Vert ³⁰	Liquides vaisselle manuelle Gels douches Lessives liquides concentrées Lessives liquides ultra-concentrées Lessive poudre
Lafuma ³¹	Sac à dos Jean Chaussure Mobilier
Steelcase ³²	Mobilier de bureau

De la même manière, dans l'industrie automobile, les constructeurs l'utilisent de plus en plus, avec notamment pour objectif de communiquer sur la responsabilité environnementale de leurs véhicules. Dans le Tableau 10 est proposé une liste de constructeurs d'automobiles publiant régulièrement des rapports environnementaux ou ayant créé un label environnemental.

Tableau 10. Exemples de publications de constructeurs d'automobiles sur les profils environnementaux de leurs véhicules

Constructeur	Document	Nombre de véhicules
Ford	Sustainability report ³³	11
Renault	« Label Eco ² » ³⁴	? Renault + 5 Dacia
Mercedes-Benz	Environmental Certificates ³⁵	14
Toyota	Toyota's Environmental Initiatives-2013 ³⁶	7
Volkswagen	Environmental Commendations ³⁷	15

Dans cette sous-section, nous nous sommes intéressés à la méthodologie d'ACV, à son principe et à son application dans le monde industriel. Elle nécessite le recueil d'un grand nombre de données. Les industriels y portent un intérêt notamment pour contribuer à la communication environnementale de l'entreprise sous forme d'écolabel et ou de déclaration environnementale produit.

²⁸ <http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=F8DFBBDE633E913632D3CF72D4C8A0241137584448501.pdf>

²⁹ <http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=7554D11A867CC73226EA33AE65BA52201195205449281.pdf>

³⁰ <http://www.arbrevert.fr/index.php/component/jdownloads/finish/1/6.html?Itemid=0>

³¹ http://avnir.org/documentation/congres_avnir/diapos/attextile/Lafuma_Merter.pdf

³²

<http://www.steelcase.fr/fr/groupe/environnement/demarche/documents/rapport%20de%20responsabilite%20sociale%202012.pdf>

³³ <http://corporate.ford.com/microsites/sustainability-report-2013-14/environment-products-lifecycle-applying>

³⁴ <http://group.renault.com/engagements/environnement/politique-environnementale/>

³⁵ <http://www.daimler.com/dccom/0-5-1312394-1-1312442-1-0.html>

³⁶ <http://www.toyota-global.com/sustainability/report/er/>

³⁷ <http://en.volkswagen.com/en/company/responsibility/service/download/download.html>

Afin d'établir les enjeux de l'évaluation environnementale en phase d'innovation de produits industriels, la sous-section suivante a pour but de mettre en valeur la complexité de ces processus et d'identifier les spécificités de l'innovation.

1.2.2 Modélisation des processus de conception et d'innovation

La complexité des processus de conception et d'innovation demande l'utilisation de modèles pour une meilleure représentation. Dans sa thèse, Lahonde (Lahonde, 2010) réalise une synthèse de cinq modèles de processus de conception : Axiomatic Design, Design for Six Sigma, New Product Design, Systematic Design, et TRIZ. Bien que chaque modèle ait ses propres spécificités et objectifs, Lahonde reconnaît des similarités : découpage en phase, nature itérative, ... Son analyse permet d'identifier cinq phases génériques : Préparation, Identification, Conception 1, Conception 2, Fabrication.

Dans une perspective d'intégration de l'écoconception, la norme ISO 14062 (ISO, 2002b) sur l'intégration des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produits propose un modèle générique en six étapes : Planification, Conception préliminaire, Conception détaillée, Essais/Prototype, Production/Lancement sur le marché, et Revue du produit (Figure 14). Or, Millet (Millet et al., 2007) montre que l'ACV n'est pas un outil adapté au processus de conception et d'innovation de produits car il est chronophage et requiert beaucoup de données. De plus, les acteurs du processus de conception et d'innovations n'ont pas nécessairement les compétences requises pour utiliser l'ACV. Afin d'établir un cahier des charges d'intégration dans la phase d'innovation d'un concepteur de système complexe, la nature innovante de la conception est explorée dans la suite de cette sous-section.

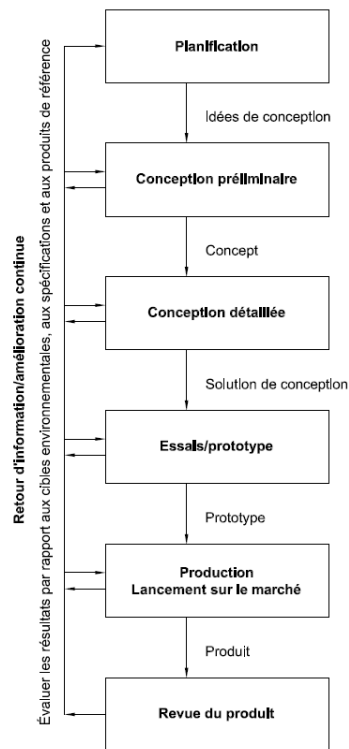


Figure 14. Exemple de modèle générique de prise en compte des aspects environnementaux dans le processus de conception et de développement de produit (ISO, 2002b)

Hatchuel (Hatchuel et al., 2001) a cherché à comprendre, à partir de l'étude d'entreprises innovantes, comment l'organisation d'une entreprise doit se transformer pour générer des innovations. Il préconise l'utilisation d'un concept RID (Recherche, conception Innovante, Développement) à la place du traditionnel concept R&D, et définit d'un point de vue managérial chacune des trois fonctions : la fonction « R » (Recherche) est un processus contrôlé de production de connaissances qui n'est pas en charge de la définition de valeurs, la fonction « D » (Développement) vise à « matérialiser » des valeurs à satisfaire en s'appuyant sur le champ de compétences présentes, la fonction « I » (conception Innovante), complémentaire aux fonctions précédentes, est en charge des processus de création de valeurs et d'identification des nouvelles compétences.

Les relations ces trois fonctions sont représentées sur la Figure 15. Les entreprises automobiles sont, selon ces auteurs, de bons exemples d'application du concept RID, où les projets de conception innovante sont détachés des projets de développement des véhicules.

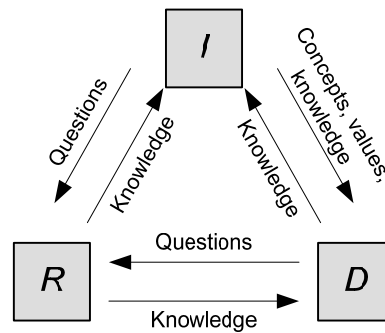


Figure 15. Relations entre R, I et D

Comme la fonction « conception Innovante » est détachée des fonctions de « Recherche » et de « Développement », Hatchuel et Weil (Hatchuel, Weil, 2009) développent un nouveau modèle de processus de conception bien adaptée à la fonction I : la théorie de conception C-K. Les auteurs donnent la définition suivante : « *Le nom 'Théorie C-K' reflète l'hypothèse que la conception peut être modélisée comme l'interaction entre deux espaces interdépendants dotés de structures et de logiques différentes : l'espace des concepts (C) et l'espace des connaissances (K)* » qui sont tous les deux en expansion.

Le cahier des charges d'une méthode d'écoconception pour le développement est différent de celui pour la conception innovante. Cette méthode doit répondre à la double activité de Hatchuel (Hatchuel et al., 2001) : la dimension « Environnement » doit être perçue comme une nouvelle valeur pour les producteurs du nouveau produit et génératrice de nouveaux concepts et connaissances. La méthode d'écoconception en conception innovante doit donc générer :

- des idées et des produits prêts à être développés, des concepts produits émergents à divers stades de formalisation, grâce à une « boîte à outils environnement » ;
- des nouvelles compétences émergentes pour I et pour D, à l'aide d'un processus d'apprentissage permettant la valorisation de la dimension « Environnement ».

Concernant la conception innovante d'un système complexe, Henderson et Clark distinguent les innovations incrémentales, modulaires, architecturales, et radicales (Henderson, Clark, 1990). Ils établissent une cartographie de ces innovations en fonction du changement de technologie au niveau des composants des modules, et de la modification des interfaces entre les différents modules. Une innovation incrémentale est définie comme un « renforcement » de la technologie sans changement des interfaces ; une innovation modulaire est définie comme un « renversement » technologique sans modification des interfaces ; une innovation architecturale est définie comme un renforcement technologique avec modification des

interfaces ; une innovation radicale est définie comme un renversement technologique avec modifications des interfaces.

Lors de la définition d'une démarche d'écoconception en innovation, il est nécessaire de répondre aux exigences de la conception innovante. Par la catégorisation des outils d'évaluation existants, la sous-section suivante permettra de connaître les différentes natures d'outils d'écoconception.

1.2.3 Catégorisation des outils d'écoconception

Généralement, les outils d'écoconception sont un résultat implémenté de l'application d'une méthode ou approche spécifique d'écoconception qui forme une manière de gérer l'amélioration des performances environnementales de produits pour des critères équivalents tels que les coûts, les délais ou la qualité. La grande variété d'outils d'écoconception a amené de nombreux auteurs à les classer et les catégoriser. L'objectif de cette sous-section est de synthétiser les divers classements d'outils disponibles dans la littérature.

Selon Millet (Millet, Coppens, et al., 2003), la « boîte à outils environnement » d'une méthode d'écoconception doit contenir au minimum des outils de type :

- Représentation, pour faciliter une représentation partagée de la problématique environnementale au sein de l'équipe ;
- Diagnostic, pour identifier les problèmes environnementaux du produit de référence ;
- Définition des objectifs à partir du diagnostic ;
- Préconisation, pour trouver des voies d'amélioration ;
- Evaluation/Hiérarchisation, pour faire les meilleurs choix.

Le Pochat (Le Pochat et al., 2007) a analysé les classements de Janin, de Tischner, de Van Berkel, et de Dewulf (Janin, 2000 ; Tischner, Nickel, 2003 ; van Berkel et al., 1997 ; Dewulf, 2003). La fonction de l'outil (évaluation, amélioration, aide à la décision, ...), sa performance, sa facilité d'utilisation, etc. sont des paramètres de classification. Le Pochat et al. relèvent cependant que « *les classements des outils proposés précédemment n'abordent pas le problème des connaissances et des compétences, voire de l'expertise, requises pour l'utilisation et l'exploitation de ces outils* ». Ils ont donc développé le logiciel EDIMS (EcoDesign Integration

Method for SMEs), basé sur l'analyse environnementale du produit et l'assistance à la conduite du changement. Ceci a donné lieu à la norme française NF E01-005 (AFNOR, 2013).

Bellini et Janin (Bellini, Janin, 2011) ont réalisé une cartographie des principales classes d'outil en fonction de leur niveau d'évaluation et de leur niveau de préconisation sur deux échelles de 1 à 5. Les notes des outils d'évaluation sont attribuées en fonction du mode d'évaluation de l'outil (qualitatif ou quantitatif) et de son approche (nombre de phase du cycle de vie et nombre de critères environnementaux). De même, les notes des outils de préconisation sont attribuées en fonction du type de préconisation.

L'étude plus récente de Bovea (Bovea, Pérez-Belis, 2012) reprend trois études (Byggeth, Hochschorner, 2006 ; Knight, Jenkins, 2009 ; Ilgin, Gupta, 2010) qu'il complète en se focalisant sur les étapes amont du processus de conception, et proposent une classification plus générale. Un des apports de cette étude est qu'elle mentionne les méthodes d'intégration de critères traditionnels dans le processus de conception adaptées à l'intégration de l'environnement. Ces méthodes d'écoconception lient, pour la plupart, un outil de conception traditionnel, comme la matrice QFD pour la qualité, avec un outil de diagnostic, comme l'Analyse du Cycle de Vie.

Certains auteurs (Hochschorner, Finnveden, 2003 ; Hur et al., 2005) ont comparé les outils d'évaluation avec les outils de diagnostic. Tandis que les premiers sont en général des outils d'analyse, c'est-à-dire qu'ils permettent une étude approfondie de l'ensemble du système de produits, les seconds sont approximatifs et leurs modes d'évaluation diffèrent : quantitatif, semi-quantitatif, qualitatif. Néanmoins, ces modes d'analyse sont complémentaires.

Le Tableau 11 constitue une liste non exhaustive d'outils d'écoconception. Cette classification est inspirée des classifications susmentionnées. Nous considérons deux classes : les outils pour le diagnostic qui peuvent être des outils d'analyse ou d'évaluation, et les outils pour l'amélioration qui peuvent se présenter sous la forme de recommandations, ou de générateurs d'idées et d'objectifs.

Tableau 11. Outils d'écoconception

Diagnostic	Amélioration
<ul style="list-style-type: none"> Analyse Analyse du Cycle de Vie (ISO, 2006a, 2006b ; Finnveden et al., 2009) Analyse du Cycle de Vie simplifiée (Graedel, 1998 ; Wenzel, 1998) Evaluation/Classification <i>ACV matricielle</i> MECO (Wenzel et al., 1997) ERPA (Graedel, 1996) MET (Brezet et al., 1997) <i>Indicateur</i> MIPS (Ritthoff et al., 2002) Energetic content (Lenau, Bey, 2001) Environmental indicators (Jasch, 2000) <i>Adaptation de méthodes classiques</i> Green-QFD (Zhang, 1999), QFDE (Masui et al., 2003), ECQFD (Vinodh, Rathod, 2010) Eco-VA [40] (Sakao et al., 2006) EEA (Lindahl, 2000) <i>Autres</i> Environmental material selection charts (Holloway, 1998) Eco-functional matrix (Lagerstedt, 2003) Lifecycle brick (Gehin et al., 2009) 	<ul style="list-style-type: none"> Recommandation DFE, DFX (Holt, Barnes, 2010) Modular Grouping Exploration (Tchertchian et al., 2011) <i>Lignes directrices</i> The Ten Golden Rules (Luttropp, Lagerstedt, 2006) <i>Listes de contrôles</i> The EcoDesign Checklist (Brezet et al., 1997) PILOT (Wimmer, Züst, 2003) <i>Listes</i> Volvo's black, grey, and white material lists Génération d'idées et d'objectifs TRIZ (Chen, Liu, 2001) ecoASIT (Tyl et al., 2010) EcoMal'in (Samet Kallel et al., 2010) Lifecycle Design Strategy wheel (Brezet et al., 1997) PIT diagram (Jones et al., 2001) Eco-idéation et analyse de la difficulté d'implémentation et des gains d'émissions des innovations (Bocken et al., 2011, 2012)

Cette catégorisation montre la variété des outils disponibles, à la fois en nature (prescriptif, analytique), en fonctionnalité (diagnostic, amélioration), en utilisation (innovation, développement), en complexité (monocritère, multicritère, mono-étape, multi-étape), en résultat (un ou plusieurs indicateurs, génération de concepts). Le rôle de l'intégrateur de l'écoconception est donc de choisir/adapter le bon outil/la bonne méthode, au bon moment dans le processus de conception et d'innovation.

Le contexte de recherche établi ci-dessus montre que les problématiques scientifiques sont variées. L'ACV est une méthode scientifique mais son implémentation dans les Processus de Conception et d'Innovation (PCI) est très complexe, d'où l'utilisation d'outils d'écoconception plus appropriés. Enfin, le rôle de la conception innovante est complémentaire de ceux de la recherche et du développement, et ses contraintes sont spécifiques. Dans la section suivante, le contexte industriel est développé par la présentation des contraintes spécifiques au secteur automobile.

1.3 Contexte industriel

Les entreprises industrielles du secteur automobile sont de plus en plus incitées à prendre en compte l'environnement. La réglementation environnementale est l'une des premières causes de ce phénomène : par exemple, la directive européenne sur les Véhicules Hors d'Usage (VHU) a largement contribué à une meilleure prise en compte des procédés de recyclage notamment, dès la phase de conception (Gerrard, Kandlikar, 2007). Les objectifs en terme de réduction d'émissions de dioxyde de carbone à l'usage, émissions proportionnelles à la consommation du véhicule, ont conduit les constructeurs d'automobiles à mettre en œuvre des axes stratégiques de R&D visant à réduire la consommation de leurs véhicules. Il s'agit, entre autres, d'améliorer l'efficacité des chaînes de traction (amélioration du rendement des moteurs thermiques, développement de chaînes de traction alternatives comme l'hybridation ou l'électrification), allègement des véhicules, amélioration de l'aérodynamisme et de la résistance au roulement, réduction de la consommation énergétique du véhicule (climatisation, poste radio, ...), etc.

Les notations extra financières par des agences spécialisées ont, elles, contribué à la création de services dédiés au développement durable et à la publication de rapports sur la Responsabilité Sociétale des Entreprises (Searcy, Elkhawas, 2012). Enfin, il est de plus en plus courant que des critères environnementaux, dont les Analyses de Cycle de Vie (ACV), figurent dans les appels d'offres *business to business*. Pour être proactives, les entreprises sont alors amenées à prendre en compte la dimension « Environnement » le plus en amont possible du processus de conception et d'innovation (PCI).

1.3.1 Complexité du processus de conception et d'innovation chez les constructeurs d'automobiles

Bien que la notion de « système complexe » ne soit pas scientifiquement définie d'une manière consensuelle (Bertin et al., 2011), les scientifiques s'accordent sur le fait qu'un système complexe a pour caractéristiques principales un nombre élevé de constituants en interaction, et malgré la connaissance du comportement de chaque constituant, il est difficile d'en déduire le comportement du système. De plus, la complexité d'un système est caractérisée par « l'incapacité de l'observateur à identifier les éléments constitutifs d'un système et les liens qui les lient pour former ce système » (Harmel et al., 2006). Ceci conduit à aux notions de fiabilité et d'incertitudes : en prenant l'exemple du processus de conception d'automobiles, Harmel met en avant l'interdépendance entre l'architecture d'un produit et l'organisation qui le conçoit, et

rappellent que « *le défi principal de la conception des produits complexes est la garantie de la fiabilité et cette garantie passe par l'explicitation de la complexité du produit et des incertitudes liées à sa conception.* »

Chez les constructeurs d'automobiles, les phases d'innovation et des projets de développement des véhicules sont structurellement séparées (Buet et al., 2011). Beaume (Beaume et al., 2009) explique la transformation organisationnelle de l'industrie automobile vis-à-vis de l'évolution de la nature des innovations : la définition d'une plateforme automobile a permis de passer d'une reconception radicale et totale de nouveaux véhicules à un flux continu d'atterrissage d'innovations (ou éléments innovants) sur les nouveaux produits et plateformes du constructeur. Une plateforme peut être définie comme une collection de ressources qui est partagée par un ensemble de produits ; ces ressources peuvent être classées en quatre catégories : les composants, les procédés de fabrication, la connaissance, et les personnes et les relations (Robertson, Ulrich, 1998). Ce flux d'éléments innovants résulte d'une coopération croissante avec les équipementiers et fournisseurs (Maniak, Midler, 2008). Beaume représente alors les PCI des constructeurs d'automobiles d'un point de vue organisationnel et fonctionnel en 4 phases, selon le cycle de vie de l'innovation (voir Figure 16) :

- Exploration : explorer et préparer un « élément innovant » pour les prochains projets de développement ;
- Contextualisation : préparer une proposition spécifique pour adapter l'innovation à l'avant-projet d'un véhicule ;
- Développement : développer l'innovation au sein du processus de développement du véhicule ;
- Déploiement : capitaliser sur cette première expérience pour déployer l'innovation sur une gamme cohérente de produits.

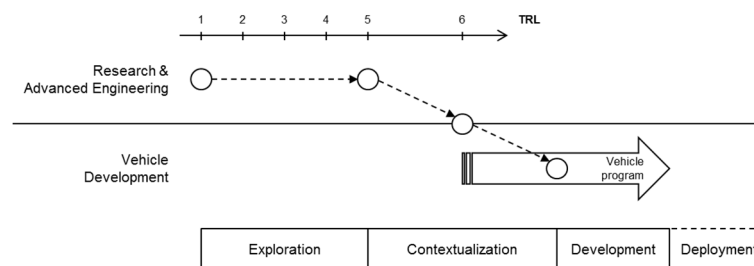


Figure 16. Processus de conception et d'innovation simplifiée adapté de (Beaume et al., 2009)

La suite de cette section est basée sur une revue des processus d'innovations et d'entretiens réalisés auprès de pilotes d'innovations de PSA Peugeot Citroën, le constructeur d'automobiles où les expérimentations de cette thèse ont été effectuées. Certifié au niveau 2 du Capability Maturity Model Integration (CMMI) (Chrissis et al., 2003), le processus d'innovation de PSA Peugeot Citroën est jalonné, en fonction du niveau de maturité de l'innovation mesurée selon l'échelle des TRL (Technology Readiness Level) (Mankins, 2009). Le jalon sert donc de point de mesure de la maturité pour aboutir à un engagement afin de poursuivre l'innovation. La durée pour mener une innovation d'un niveau de maturité égal à 1 à un niveau de maturité égal à 6 sur l'échelle des TRL est évaluée par le constructeur à en moyenne dix ans. Entre TRL 5 et 6, l'innovation est assumée par l'ingénierie avancée pour une durée moyenne de six mois à un an selon le constructeur. A TRL 5, l'innovation passe un jalon d'engagement pour la préparer à être raccordée à un projet véhicule, tandis qu'à TRL 6, l'innovation, associée à un panier d'innovations, passe un jalon où son raccordement à un projet véhicule est validé ; entre les deux existe un jalon d'engagement intermédiaire noté TRL 5_{1/2} (Figure 17). Selon les pilotes d'innovations interviewés, les innovations qui valident le jalon TRL 5 ont, en moyenne, entre 50% et 60% de chances d'atterrir sur un projet véhicule.

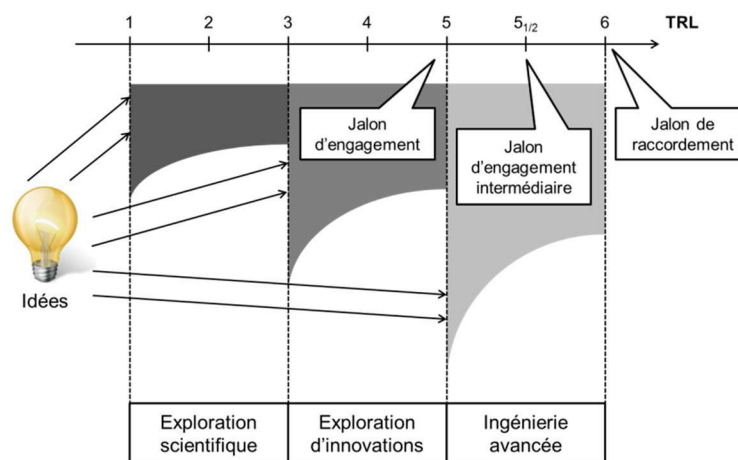


Figure 17. Représentation fonctionnelle du processus d'innovation du constructeur jalonné par l'échelle des TRL

Comme expliqué ci-dessus, les structures en charge de l'innovation et des projets de développement des véhicules sont structurellement séparées. Dans la sous-section suivante, la fonction transversale « Environnement », bien intégrée dans les projets de développement des véhicules, est présentée.

1.3.2 Les exigences du service « Environnement »

Chez PSA Peugeot Citroën, le rôle du service « Environnement », au sein de la Direction des Matériaux, est, à partir de la composition matière des véhicules, de piloter un ensemble d'exigences environnementales pour la plupart issues de la réglementation (REACH, interdiction de métaux lourds, VHU, maîtrise du risque chimique...); le service « Environnement » n'intervient pas dans les stratégies de réduction d'émissions de CO₂ et de polluants à l'usage. Il accueille également en son sein une équipe dédiée à l'écoconception et à l'ACV, nommée dans cette thèse « équipe écoconception », et dont le responsable est désigné par le terme « pilote d'écoconception ». Les exigences animées par ce service sont déjà bien intégrées dans les projets de développement des véhicules, mais peu formalisées en phase d'innovation. Le souhait du service « Environnement » est d'intégrer la prise en compte de ces exigences en phase d'innovation. Elles sont au nombre de neuf :

- Restriction d'usage du plomb, mercure, cadmium, et chrome VI

Cette exigence vise à interdire l'utilisation de plomb, mercure, cadmium, et chrome VI, dans un produit, sauf dans le cas où il existe une dérogation réglementaire qui n'a pas de date d'expiration conformément à l'annexe II 2011/37/EU (European Commission, 2011) de la directive 2000/53/CE relative aux véhicules hors d'usage (European Parliament Council, 2000). Par exemple, il existe une dérogation sur l'utilisation de plomb ou de composés de plomb dans les batteries/piles, permettant aux constructeurs d'automobiles de mettre sur le marché des véhicules munis d'une batterie au plomb.

- Interdiction d'utilisation de substances chimiques

Cette exigence vise à interdire l'utilisation des substances chimiques contenues dans l'annexe XIV du règlement 1907/2006 REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) (European Parliament Council, 2006) et dans la liste candidate de substances à introduire dans cette annexe. L'annexe XIV est constituée de la liste des substances chimiques pour lesquelles une demande d'autorisation devra obligatoirement être demandée après une certaine date, afin de pouvoir être mises sur le marché.

- Exposition au risque chimique

Cette exigence vise à lever le risque d'exposition à un risque chimique, c'est-à-dire si le produit contient et/ou libère, sous forme solide, liquide, ou gazeuse, une substance, ou un mélange de plus de deux substances, chimique dangereuse.

- Matières critiques

Cette exigence vise à surveiller l'utilisation de terres rares dans le produit automobile, principalement le Dysprosium, l'Europium, le Terbium, l'Yttrium et le Néodyme.

- Recyclage

Cette exigence vise à prendre en compte les directives 2000/53/CE et 2005/64/CE relatives aux véhicules hors d'usage (VHU) (European Parliament Council, 2000, 2005). La première définit les objectifs à atteindre en 2015 qui sont de 95% en masse minimum de valorisabilité ou de réutilisation, dont 85% minimum de valorisabilité matière (recyclabilité) ou de réutilisation et au plus 10% de valorisabilité énergétique. La deuxième impose les constructeurs d'homologuer leurs véhicules sur la recyclabilité et la valorisabilité. Pour ce faire, la méthode de calcul des taux de recyclabilité et de valorisabilité retenue par l'Union Européenne est définie par la norme ISO 22628 (ISO, 2002a).

- Dépollution

Cette exigence vise à prendre en compte l'obligation de dépolluer les VHU en retirant un certain nombre de composants dont la liste est établie dans l'annexe I de la directive 2000/53/CE (European Parliament Council, 2000). Par exemple les batteries doivent être retirées.

- Réutilisation

Cette exigence vise à prendre en compte l'interdiction de réutiliser les composants dans les véhicules neufs, dont la liste est établie dans l'annexe V de la directive 2005/64/CE (European Parliament Council, 2005). Par exemple les sièges qui incorporent les ancrages des ceintures de sécurité et/ou les sacs gonflables ne peuvent pas être démontés et réutilisés dans un véhicule neuf.

- Matériaux verts

Cette exigence vise à inciter à l'utilisation de matériaux recyclés, de matériaux organiques naturels modifiés et fibres naturelles (bois, cuir, fibres naturelles), et de biopolymères, c'est-à-

dire de polymères bio-sourcés, non issus de la filière pétrochimique mais de ressources dites "renouvelables" (colza, tournesol, betteraves, canne à sucre, ...).

- Impacts environnementaux cycle de vie

Cette exigence vise à réaliser des analyses de cycle de vie de véhicules ou de composants afin d'établir un diagnostic environnemental sur le cycle de vie des produits de l'entreprise, et d'orienter la stratégie environnementale.

Pour piloter l'ensemble de ses sujets, le service « Environnement » requiert un certain nombre d'informations sur les véhicules conçus par le groupe industriel. Traditionnellement, les données globales d'un véhicule, telles que son bilan masse/matière ou sa consommation calculée sur un cycle de conduite normalisé, sont disponibles en fin de développement. Les calculs de recyclabilité en vue de l'homologation du véhicule et les ACV sont donc réalisés après la phase de développement du véhicule.

La gestion des données masse/matière est complexe pour deux raisons principales. Premièrement, un véhicule automobile contient environ 3500 pièces, ce qui implique une énorme quantité de données à collecter. Deuxièmement, 70% environ des références du véhicule proviennent des différents fournisseurs du constructeur. PSA Peugeot Citroën a donc mis en place un certain nombre d'applications logicielles lui permettant de réaliser cette collecte de données.

Pour réaliser un bilan masse/matière, il est nécessaire de connaître chaque pièce du véhicule, c'est-à-dire sa nomenclature. Chez PSA Peugeot Citroën, deux outils ont été développés, informatiquement reliés au système de gestion intégré des données d'études (voir Figure 18). Le premier est le système de collecte MACSI (Système d'Information de la Composition Matière des véhicules) qui permet de recenser toutes les données relatives à la composition masses et matières des pièces des fournisseurs. Il est donc l'équivalent d'IMDS³⁸ (International Material Data System) qui est le système international de collecte de données matières de la filière automobile ; il s'agit d'une base de données dans laquelle tous les acteurs de l'industrie automobile déclarent les compositions détaillées des composants et matières qu'ils livrent.

Le deuxième outil est le logiciel ARES (Analyse Recyclage Environnement et Substances) permettant, à partir de la nomenclature d'un véhicule qui référence toutes les pièces, et des

³⁸ <https://www.mdsystem.com/>

fiches MACSI associant à chaque pièce ses données masses et matières, de réaliser un bilan masses/matières total du véhicule. Ainsi, grâce à ARES, la masse totale de chaque matière composant le véhicule peut être obtenue.

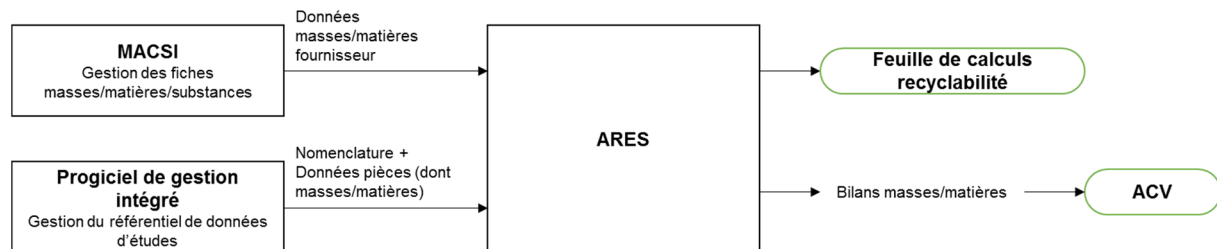


Figure 18. Système d'informations de PSA Peugeot Citroën

L'analyse des PCI du constructeur montre la complexité liée à la fois à l'organisation et à la gestion des données. De plus, les innovations dans le domaine automobile, bien que majoritairement peu intrusives (Oltra, Saint Jean, 2009), sont de natures très différentes : changement de matière, électronique, chaînes de traction alternative... Ainsi, au regard de la variété des exigences environnementales et de la complexité des PCI de systèmes complexes, il est nécessaire de définir une stratégie d'intégration de la dimension « Environnement ».

1.3.3 Exemples de stratégies d'intégration de la dimension « Environnement » dans l'industrie automobile

Les constructeurs et équipementiers automobiles doivent prendre de plus en plus en compte la dimension « Environnement » dans le processus de conception. Leurs publications restent néanmoins peu nombreuses. Les Tableau 12 et Tableau 13 dressent une liste non exhaustive de quelques actions d'entreprises du secteur automobile respectivement sur des études d'ACV et sur le développement de méthodes d'écoconception : les références bibliographiques sur les ACV concernent des cas d'études dans le secteur automobile ou l'amélioration de la méthodologie elle-même, tandis que le but de celles sur les méthodes d'écoconception listées est d'améliorer le produit en utilisant un jeu d'outils, qui peut inclure l'ACV, et les relations de ce jeu d'outils avec le processus de conception.

Tableau 12. Etudes d'ACV par des constructeurs d'automobiles et des équipementiers

Constructeur / Equipementier	Pays	Etudes d'ACV
Daimler AG ; Bosch GmbH	Allemagne	Fournir des bases de données sur les procédés de fabrication (boîte de vitesse pour Daimler AG ; injecteur de soupape pour Bosch GmbH) (Schlosser et al., 2011) Application de l'ACV pour le certificat environnemental (<i>Environmental Certificate</i>) de la S-Class de Mercedes-Benz (Finkbeiner, Hoffmann, 2006)
Ford-Werke GmbH / Ford Motor	Allemagne / Etats-Unis	ACV simplifiée pour la valorisation d'un boîtier de batterie (Schmidt, Beyer, 1999) Pondération dans les ACV dans un contexte global (Schmidt, Sullivan, 2002)
General Motors	Etats-Unis	Comparaison de deux systèmes de réservoir de carburant (Keoleian et al., 1998)
PSA Peugeot Citroën	France	ACV comparative de plusieurs scénarios de fin de vie pour une peau de pare-chocs en polypropylène (Le Borgne, Feillard, 2001) Etude préliminaire à l'ACV comparative d'un véhicule conventionnel et d'un véhicule hybride thermique-électrique (Garcia, Tonnelier, 2011)
Toyota	Japon	Le système Eco-VAS incluant une base de données d'ACV et un outil d'évaluation à destination des concepteurs pendant le processus de conception (Nakano, Hirao, 2011)
Volkswagen AG	Allemagne	Calcul des gains de consommation induits par l'allègement de véhicules et application à l'ACV (Koffler, Rohde-Brandenburger, 2010) Approche intégrée de l'évaluation environnementale utilisant un système flou (Thiel et al., 1999) ACV comparative de la remise à neuf et de la nouvelle fabrication d'une boîte de vitesse manuelle (Warsen et al., 2011) ACV comparative de deux méthodes pour le recyclage de véhicules hors d'usage (Krinke et al., 2006) Inventaire du cycle de vie de la golf A4 (Schweimer, Levin, 2000) Automatisation de l'inventaire du cycle de vie (Koffler et al., 2008)

Tableau 13. Etudes de méthodes d'écoconception par des constructeurs d'automobiles et des équipementiers

Constructeur / Equipementier	Pays	Méthodes d'écoconception
Faurecia	France	Outil de pilotage de l'apprentissage à disposition des équipes de conception pour la valorisation de la dimension « Environnement » (Jacqueson et al., 2003) Méthode d'évaluation des impacts environnementaux pour l'équipe de conception (Andriankaja et al., 2013)
Ford-Werke GmbH / Ford Motor	Allemagne / Etats-Unis	Développement du <i>Product Sustainability Index</i> et démonstration de la validité d'un tableur pour les non-experts en ACV (Schmidt, 2006) <i>Le Life Cycle Costing</i> comme une partie du <i>design for environment</i> (Schmidt, 2003) Analyse environnementale et économique de composants électriques et électroniques (Alonso et al., 2007) Renforcement des performances applicatives de l'ACV (Rebitzer, 2005)
PSA Peugeot Citroën	France	Méthodologie pour améliorer le taux de valorisabilité des véhicules hors d'usage (Coppens et al., 2002) Outil d'évaluation de la valorisabilité en amont du processus de conception (Tonnelier et al., 2005) Méthode d'identification du cas le plus mauvais pour la recyclabilité (Millet et al., 2012)
Siemens AG	Allemagne	Paramétrage des inventaires et interactions avec les paramètres de conception dans le cadre d'ACV simplifiées quantitatives (Mueller et al., 2004)
Volkswagen AG	Allemagne	Prise en compte du développement durable dans le management de la chaîne de fournisseur dans l'industrie automobile (Koplin et al., 2007)
AB Volvo	Suède	Adaptation de l'ACV au processus de conception (Louis, Wendel, 1998) L'outil EPS, orienté cycle de vie, pour l'analyse des systèmes afin de faciliter l'apprentissage sur les relations de l'industrie avec l'environnement (Karlsson et al., 1997) Listes de matières Utilisation de la méthode <i>Environmental Effect Analysis</i> (Tingström, Karlsson, 2006)

Chanaron (Chanaron, 2007) a réalisé un benchmark des meilleures pratiques en ACV parmi les constructeurs Européens : DaimlerChrysler, Ford Motor, et Volkswagen. L'une de ses conclusions est que les constructeurs d'automobiles utilisent la méthodologie d'ACV pour « *les technologies innovantes et les véhicules du futur* ». Nunes et Bennet (Nunes, Bennett, 2010) analysent les initiatives de trois constructeurs (Toyota, General Motors, et Volkswagen),

notamment sur l'écoconception. Ils observent que ces constructeurs internationaux orientent leurs recherches principalement vers la réduction de consommation, par l'amélioration des moteurs à combustion interne, le développement de chaînes de tractions alternatives, ou encore l'exploration de carburants alternatifs.

De plus, des projets communs permettent de réunir plusieurs constructeurs d'automobiles. Par exemple, le projet LIRECAR (light and recyclable cars) financé par la Commission Européenne sur l'ACV de scénarios d'allègement et de fin de vie (Schmidt et al., 2004). Ou encore le projet « Environmentally Friendly Vehicle » (Schmidt et al., 2010) visant à définir un système d'information sur la performance environnementale des véhicules à destination des acheteurs publics et privés, et à l'issue duquel les acteurs du projet recommandent d'éviter l'utilisation d'un score unique pour l'analyse environnementale d'un véhicule, et de présenter les résultats sous forme d'un graphique de type radar.

Afin de construire une stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » dans la structure innovation d'un constructeur d'automobiles, un focus est proposé par la suite sur les stratégies adoptées par trois d'entre eux : Volvo, Ford, et Volkswagen.

1.3.3.1 Volvo

D'après Louis (Louis, Wendel, 1998), Volvo entreprit des recherches sur l'ACV dès 1989. Cette action avait pour but de créer des connaissances à travers un processus contrôlé, ce qui correspond à la définition de la fonction R. Ces recherches aboutirent, en collaboration avec la fédération des industries suédoises (*Federation of Swedish Industries*), à la méthode EPS (*Environmental Priority Strategies in design*). Cette méthode permet l'agrégation de « toutes les données provenant de la phase d'inventaire d'une ACV en une valeur unique, exprimée en unité de charge environnementale (ELU – *Environmental Load Unit*) » (Karlsson et al., 1997). La méthode EPS fut informatisée de telle façon que des non-experts en ACV, les concepteurs, puissent l'utiliser. En 1996, la base de données SPINE (*Sustainable Product Information Network for the Environment*) est développée pour « faciliter les échanges de données d'ACV et améliorer l'implémentation opérationnelle de méthodes d'ACV » (Curran et al., 2006). La méthode EPS, son application informatique, et la base de données SPINE, répondent aux critères de la fonction D, c'est-à-dire l'activation des connaissances environnementales afin de spécifier le produit pour évaluer son profil environnemental. En 1997, l'entreprise commence à travailler avec l'outil *Environmental Effect Analysis* (EEA) qui est une adaptation de la

méthode d'analyse des modes de défaillance à l'environnement. L'EEA transforme clairement l'environnement en une nouvelle valeur et apporte aux développeurs les concepts pour améliorer leurs produits ; il répond donc aux critères de la fonction I. Tingström (Tingström, Karlsson, 2006) analyse les relations entre l'ACV et l'EEA en se focalisant sur leur intégration dans le processus de conception. Il résulte des entretiens menés avec les équipes chez Volvo que « *le problème était de rendre efficace l'information environnementale en la mettant facilement et suffisamment tôt à disposition pour qu'elle puisse utilement influencer les décisions concernant l'environnement lors de la conception* » ; d'où leur préférence pour l'utilisation de EEA le plus tôt possible dans le processus de conception. Tingström (Tingström, 2005) remarque d'ailleurs que « *l'innovation radicale devrait utiliser EEA comme outil support, et l'innovation incrémentale devrait utiliser l'ACV* ». Dès lors, l'utilisation de EEA en début de projet, de l'ACV avec EPS en cours de projet, l'alimentation de la base de données SPINE grâce aux expériences, et son utilisation comme retour d'expérience, contribuent à la mise en place d'une organisation apprenante.

La trajectoire suivie par Volvo pour transférer la dimension E de la recherche vers la conception est représentée en Figure 19.

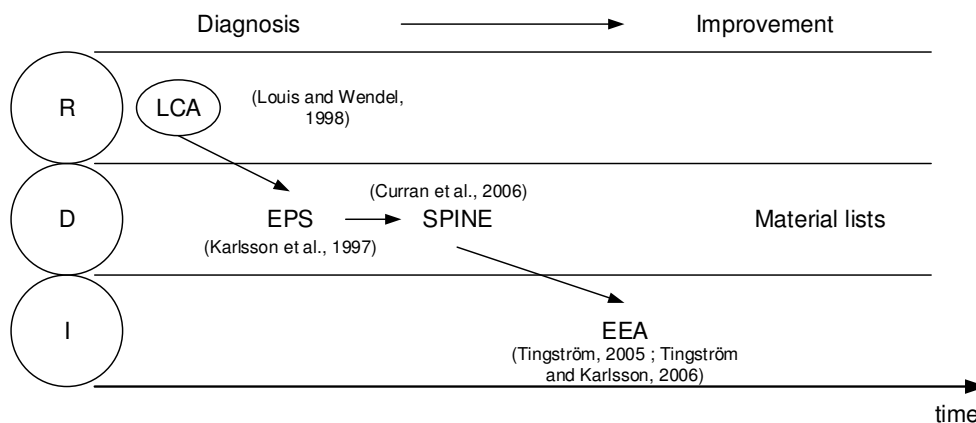


Figure 19. Stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » chez Volvo

1.3.3.2 Ford

Ford développa en 2006 l'indicateur *Product Sustainability Index* (PSI) en menant des recherches sur les champs de l'ACV et du Life Cycle Costing (LCC). La plus ancienne étude en ACV trouvée dans le cadre de cette recherche fut réalisée en 1999 et avait pour but de comparer les scénarios de fin de vie de boîtiers de batterie (Schmidt, Beyer, 1999) ; les auteurs de l'étude concluent que « *d'un point de vue stratégique, il est préférable d'utiliser l'ACV*

simplifiée pour répondre aux questions en dépit des problèmes liés à la fiabilité des données ». Puis, Schmidt (Schmidt, Sullivan, 2002) a pris part aux recherches sur la méthodologie d'ACV en recommandant de ne pas utiliser de pondération lors de la phase d'analyse d'impacts. Il conduisit également une recherche sur le LCC et conclut que cette méthode ne pouvait pas être utilisée par des non-experts en cycle de vie (Schmidt, 2003). La thèse de Rebitzer avait pour but de « *simplifier les méthodes d'application de l'ACV et d'utiliser l'ACV comme une base pour le life cycle costing* » (Rebitzer, 2005). Ceci conduisit alors à la première publication sur le PSI appliqué sur une voiture de Ford (Schmidt, 2006) ; trois rapports sont disponibles sur le site de l'entreprise³⁹ pour les véhicules S-Max et Galaxy, Kuga, et Mondeo. L'outil PSI permet « *aux non-experts de gérer les problématiques environnementales, sociales, et économiques au cours du processus de développement de produit, au niveau véhicule* ». Enfin, l'ACV et le LCC ont été appliqués à des composants électriques et électroniques pour « *définir une conception optimum et des scénarios de fin de vie* » (Alonso et al., 2007). La stratégie de Ford est représentée en Figure 20. Le besoin de passer du diagnostic à l'amélioration est évident au travers de l'ouverture du champ de recherche sur le LCC et en plaçant un outil à disposition des non-experts en ACV.

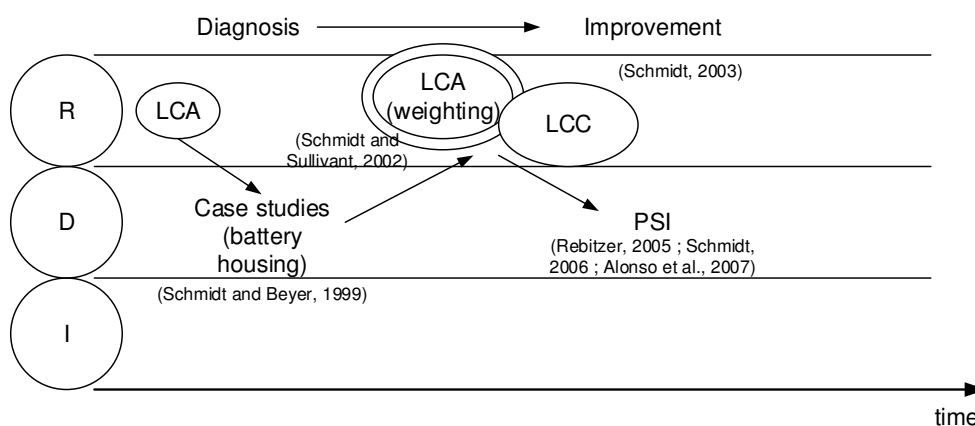


Figure 20. Stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » chez Ford

1.3.3.3 Volkswagen

Volkswagen commença à réaliser des inventaires de cycle de vie (*Life Cycle Inventory – LCI*) dès 1992, ce qui mena l'entreprise à la rédaction de quelques *Environmental Commendations*. Elle se consacra au développement de la méthodologie d'ACV en 2008 lorsqu'elle développa la méthode slimLCI (Koffler et al., 2008), et en 2010 lorsqu'elle proposa une amélioration de

³⁹ <http://www.ford.co.uk/experience-ford/AboutFord/Sustainability/ProductSustainabilityIndex>

la modélisation de la phase d'utilisation des véhicules par l'introduction du paramètre de réduction de consommation en fonction de l'abaissement de la masse du véhicule (*Fuel Reduction Value – FRV*) (Koffler, Rohde-Brandenburger, 2010). De plus, Volkswagen ouvrit un champ de recherche sur la fin de vie et compara en 2006 deux méthodes de recyclage, dont le procédé SiCon (Krinke et al., 2006). Enfin, Warsen analysa les bénéfices d'une stratégie de fin de vie innovante, le *remanufacturing*, en utilisant la méthodologie d'ACV (Warsen et al., 2011). La stratégie de Volkswagen est représentée sur la Figure 21. Par l'utilisation de résultats d'ACV, Volkswagen s'est efforcé à améliorer l'étape de fin de vie avec le projet SiCon et la stratégie de *remanufacturing*.

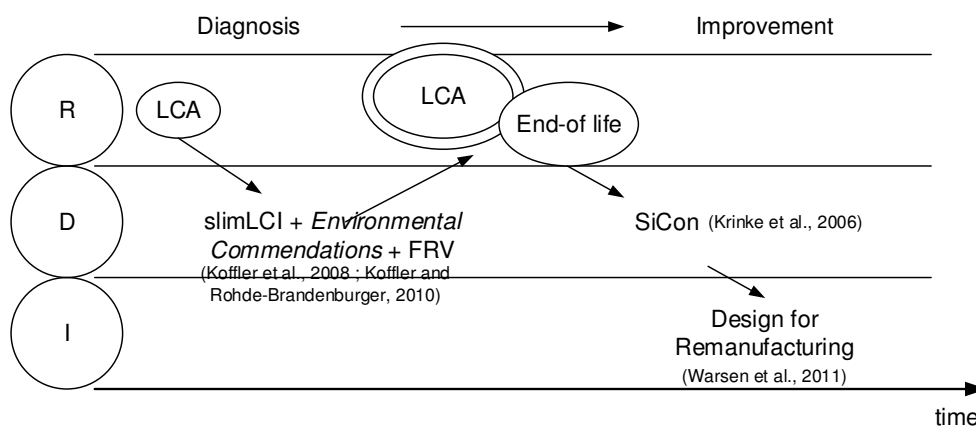


Figure 21. Stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » chez Volkswagen

Les trois exemples proposés ci-dessus mettent en évidence le développement d'outils adéquats au champ de recherche (ACV, Fin de vie, LCC...), aux objectifs attendus (diagnostic, amélioration) et à la fonction de la structure dans laquelle ils sont intégrés (recherche, développement, innovation). La stratégie d'intégration de la dimension « Environnement » observée chez ces entreprises du secteur automobile est analogue à celle observée par Millet dans le cas de l'ergonomie (Millet et al., 2006). Il s'agit d'une intégration « par l'aval » pour que la dimension intégrée puisse passer de l'état de connaissance issue d'un processus de recherche, à celui de critère. Les auteurs relèvent toutefois une double problématique liée à une intégration « par l'aval » : les outils développés doivent être cohérents sur un même champ de recherche, et complémentaires entre les différents champs. Les entreprises semblent communiquer majoritairement sur les outils développés pour prendre en compte la dimension « Environnement » ; le pilotage d'une stratégie d'intégration trouve peu de références bibliographiques.

1.4 Questions de recherche et méthodologie

L'analyse des contextes de recherche et industriel révèle qu'il y a un manque méthodologique d'intégration de la prise en compte des impacts environnementaux d'une innovation chez un constructeur d'automobiles. Les trois questions de recherche qui en découlent sont détaillées dans les trois sous-sections suivantes.

1.4.1 Stratégie d'intégration de la dimension

« Environnement » en phase d'innovation

Le premier chapitre a mis en exergue la complexité des Processus de Conception et d'Innovation (PCI) d'un constructeur d'automobiles du fait de la nature complexe du produit développé et de la multitude des parties prenantes (concepteurs, innovateurs, fonctions transverses, fournisseurs ...) impliquées dans sa conception. A cette complexité s'ajoute celle intrinsèque à la dimension « Environnement » relative à la variété des critères pour une conception de produits plus respectueux de l'environnement. La première question de recherche peut donc se formuler de la manière suivante :

Question de recherche 1

Comment déployer la prise en compte des exigences environnementales dans la phase d'innovation d'un produit complexe ?

1.4.2 Instrumentation de l'évaluation environnementale

Les exigences environnementales sont de natures très différentes : réglementaire, monocritère, multicritère, mono-étape, multi-étape, etc. Les outils qui permettent d'évaluer la performance environnementale d'un élément sont différents en fonction de la nature de l'exigence à évaluer. De plus, l'intégration de cette évaluation en phase d'innovation implique des fonctions spécifiques à considérer dans le cahier des charges de ces outils. La deuxième question de recherche peut se formuler de la manière suivante :

Question de recherche 2

Quels sont les outils à développer permettant de réaliser un diagnostic des exigences environnementales d'un élément innovant raccordé à un système complexe ?

1.4.3 Génération d'un système d'amélioration continue

Pour pouvoir soutenir une démarche d'écoconception au sein d'une entreprise, il est nécessaire de générer de la connaissance environnementale sur les produits plus rapidement que la vitesse d'évolution des technologies. Cette connaissance est issue des résultats donnés par les outils d'écoconception. Elle doit, d'une part, pouvoir être capitalisée par le service « Environnement » et lui permettre d'appréhender les risques, et d'autre part, aider les équipes d'innovation à améliorer la qualité environnementale de leurs innovations. La troisième question de recherche peut se formuler de la manière suivante :

Question de recherche 3

Comment, à partir de l'utilisation des outils, générer et capitaliser de la connaissance afin de supporter un apprentissage organisationnel et de pérenniser une démarche d'écoconception ?

1.4.4 Synthèse

Bien qu'énoncées séparément, les trois questions de recherche sont interdépendantes (voir Figure 22). La démarche d'intégration doit, d'une part, assurer la cohérence et la complémentarité de chaque outil développé, et d'autre part, générer un double apprentissage : celui de l'équipe écoconception sur les processus d'innovation, et celui des équipes d'innovations sur les problématiques et exigences environnementales. De leurs côtés, les outils de diagnostic à développer doivent permettre la création de connaissances environnementales et leur traduction sous forme opérationnelle en préconisations environnementales de conception/innovation, et jouer le rôle de support d'intégration de la dimension « Environnement » dans les PCI. Enfin, l'expérience et les connaissances capitalisées doivent assurer la pérennisation de la prise en compte de l'environnement en phase d'innovation, et la réutilisation des connaissances environnementales sur les produits.

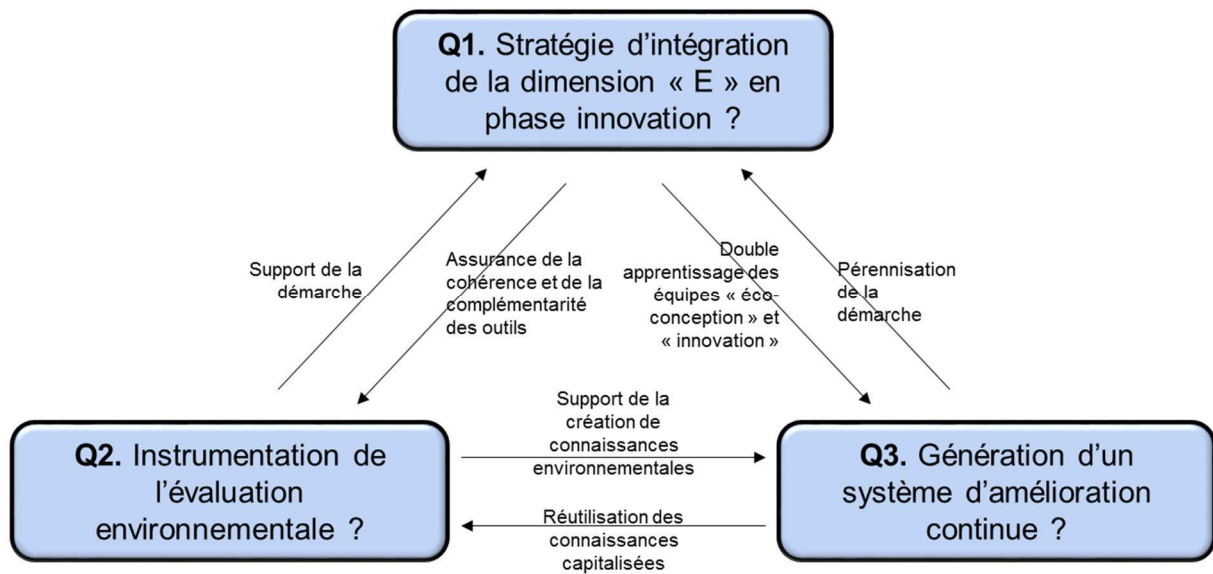


Figure 22. Synthèse de la problématique

Les questions étant posées, le chapitre suivant de ce mémoire est consacré à la définition d'une méthodologie permettant de répondre aux questions de recherche. La méthodologie est développée au regard d'une revue synthétique de la littérature sur les paramètres à considérer lors de l'intégration de l'environnement dans les PCI.

Chapitre 2. Proposition d'une méthodologie générale

Ce chapitre est constitué de trois sections. Dans la première, une revue de la littérature est proposée pour extraire les paramètres significatifs de l'intégration de la dimension « Environnement » dans les Processus de Conception et d'Innovation (PCI) d'une entreprise. Puis, de cette synthèse est dégagée la méthodologie générale et le protocole expérimental associé, liés à l'intégration d'un référentiel évolutif d'écoconception.

2.1 Analyse de la littérature

L'intégration du « *Design for Environment* » dans les PCI d'une entreprise est une tâche complexe : selon Millet, il est nécessaire pour l'intégrateur de contourner l'appréhension paralysante qui est d'une part subie par les concepteurs et innovateurs, et d'autre part induite par l'intégration d'une notion floue qu'est l'environnement, dans des univers hyper contraints que sont les PCI (Millet et al., 2004). Boks relève ainsi que les barrières sont essentiellement socio-psychologiques, notamment issues de la complexité de l'organisation et du manque de coopération entre les équipes de l'entreprise (Boks, 2006). Afin de contourner ces barrières, il est nécessaire de prendre en compte simultanément les aspects organisationnels et techniques (Johansson et al., 2007). Hatcher qualifie d'incontournable l'intégration des exigences environnementales dans les documents de spécifications du produit (Hatcher et al., 2013).

Les méthodes d'intégration de la dimension « Environnement » dans le processus de conception de produits abondent dans la littérature scientifique. Il existe deux tendances méthodologiques (Jacqueson et al., 2003) : celles, majoritaires, qui s'appuient sur les ressources techniques telles que les outils et les logiciels, et celles qui s'appuient sur la formation du personnel et l'apprentissage. Dans la première catégorie, Baumann souligne qu'il existe un très grand nombre d'outils d'écoconception, plus de 150 en 2002 (Baumann et al., 2002). Cependant, la plupart n'est pas déployée en entreprise car non adaptée au processus de conception (Fagnoli, Kimura, 2007). Dans la seconde catégorie, Bras affirme que l'éducation est « *un prérequis nécessaire* » pour utiliser les outils (Bras, 1997). Goepp propose un cadre de conception d'un système de management de la connaissance (*Knowledge Management System* – KMS) comme facteur de succès de l'intégration d'une méthode d'écoconception (Goepp et al., 2013). Les travaux de Vallet l'ont conduite à proposer un référentiel d'activité à six dimensions et à plusieurs niveaux (Vallet, 2012) : management du processus d'écoconception, choix et gestion

des critères d'évaluation, intégration des parties prenantes (civiles et industrielles), niveau d'innovation d'utilisation des outils, et étapes du cycle de vie à prendre en compte.

Plusieurs expérimentations de l'intégration de l'écoconception dans les PCI d'une entreprise sont disponibles dans la littérature. D'un point de vue organisationnel, Johansson a expérimenté la création d'un sous-projet orienté spécifiquement vers l'amélioration environnementale dans l'organisation projet d'une entreprise (Johansson, Magnusson, 2006) ; Le Pochat a conçu une méthode d'intégration de l'écoconception utilisée dans un projet pilote d'une entreprise (Le Pochat et al., 2007) ; Reyes a proposé une méthodologie d'intégration d'un outil d'évaluation environnementale basée notamment sur des étapes de co-conception, d'expérimentation, et de diffusion des pratiques collectives (Reyes, Millet, 2013). D'un point de vue technique, Casamayor a intégré des outils dont la complexité croît en fonction de la phase du PCI dans laquelle ils sont intégrés (Casamayor, Su, 2013) : des outils prescriptifs tels que des lignes directrices et des listes de contrôles pour la phase de formulation du cahier des charges, puis des outils analytiques, d'abord l'ACV simplifiée pour la phase de conceptualisation, et enfin l'ACV complète pour la phase de conception détaillée ; Andriankaja a conçu un outil d'évaluation facilitant la compréhension des résultats par les concepteurs et donc générant un apprentissage continu sur la dimension Environnement (Andriankaja et al., 2013).

Millet considère que les outils sont les vecteurs d'apprentissage pour une organisation et remarque que la dimension « Environnement » peut avoir différents statuts selon l'appréhension des acteurs de la conception (Millet, Bistagnino, et al., 2003) : elle peut être perçue comme une contrainte, un critère, ou une valeur, ce qui engendre ainsi, respectivement, une écoconception partielle, classique, ou innovante (Millet, Coppens, et al., 2003). Dans ce cadre, Jacqueson a proposé un « outil de pilotage de l'apprentissage » qui assure un suivi de la valorisation de la dimension « Environnement », c'est-à-dire passer du statut de contraintes à ceux de critère et de valeur, en fonction des actions de formalisation et de diffusion (Jacqueson et al., 2003).

Dans ses travaux, Millet synthétise donc les deux tendances méthodologiques en un processus d'intégration complet de la dimension « Environnement » en conception (Figure 23) qui s'appuie sur trois sous-processus interdépendants :

- la création d'une connaissance environnementale grâce à un outil d'évaluation ;
- la création d'une nouvelle pratique de l'environnement en conception s'appuyant sur un système d'outils ;

- et la création de nouvelles valeurs directrices et de nouveaux schémas d'apprentissage.

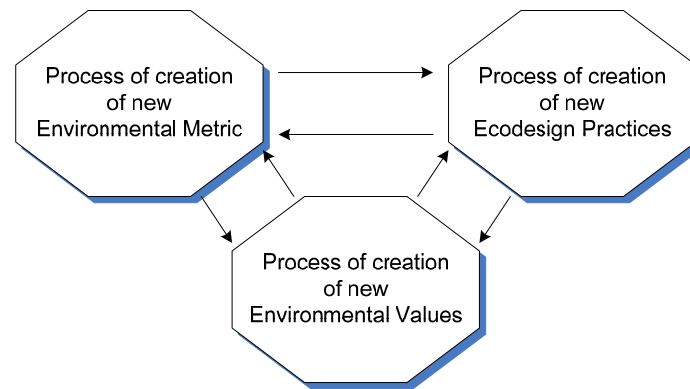


Figure 23. Processus complet d'intégration

Les méthodes d'intégration présentées précédemment ont toutes en commun le fait qu'elles ont été appliquées au PCI d'un produit complet. Or, comme expliqué dans le contexte, dans le cas d'un constructeur d'automobiles, la phase d'innovation engendre des flux « d'éléments innovants » raccordés à un projet véhicule ; de cette observation, Keoleian fait par ailleurs le constat que la contextualisation de l'innovation dans le système véhicule qui l'accueillera, pour lequel peu de données sont disponibles en phase d'innovation, doit être considérée dans son évaluation environnementale en complément d'une évaluation intrinsèque comparant l'élément innovant à l'élément initial (Keoleian, Kar, 2003).

De plus, une intégration progressive aussi bien sur le plan organisationnel que sur le plan technique permet de générer un apprentissage organisationnel entre les acteurs du PCI et l'équipe chargée de l'intégration de l'environnement (Jacqueson et al., 2003), désignée ici comme étant l'équipe écoconception agissant sous la responsabilité du pilote écoconception. Au regard des méthodes présentées plus haut, cette progressivité de l'intégration est peu abordée dans la littérature.

Pour répondre à ces problématiques de contextualisation de l'élément innovant dans le système global qui l'accueillera, de progressivité de l'intégration dans le processus d'innovation, et de création d'un système d'amélioration continue, la stratégie E3PICS (Methodology of an Evolutive integration of the Evaluation of the Environmental Performances of Innovative Complex Sub-systems) est ici proposée. Cette stratégie est basée sur la définition et l'intégration dans les jalons des processus d'innovations, d'un référentiel évolutif d'écoconception. La section suivante expose les hypothèses de travail et le protocole expérimental de la stratégie E3PICS chez un constructeur d'automobiles.

2.2 Méthodologie générale

Notre travail de recherche s'effectue dans le cadre d'une recherche-action qui se déroule généralement en quatre étapes (Yannou, Petiot, 2011) : observation des pratiques de l'entreprise ; mobilisation des concepts scientifiques pour établir les questions de recherche ; proposition de nouveaux modèles ; intégration de ces modèles dans les processus de conception et d'innovation de l'entreprise par un protocole de déploiement à concevoir. La stratégie E3PICS décrite ci-après est conçue de telle sorte qu'elle intègre les quatre étapes susmentionnées.

La stratégie E3PICS (Figure 24) est basée sur la définition et l'utilisation d'un référentiel évolutif d'écoconception. La macro hypothèse est que le caractère évolutif que revêt le référentiel permettrait d'assurer 1) d'un point de vue technique, l'expansion progressive de l'environnement, et 2) d'un point de vue organisationnel, une intégration par palier de l'environnement au sein des différents services permettant à la fois, une meilleure appropriation des outils par leurs utilisateurs, et la formalisation de préconisations environnementales rendues plus simples à découvrir.

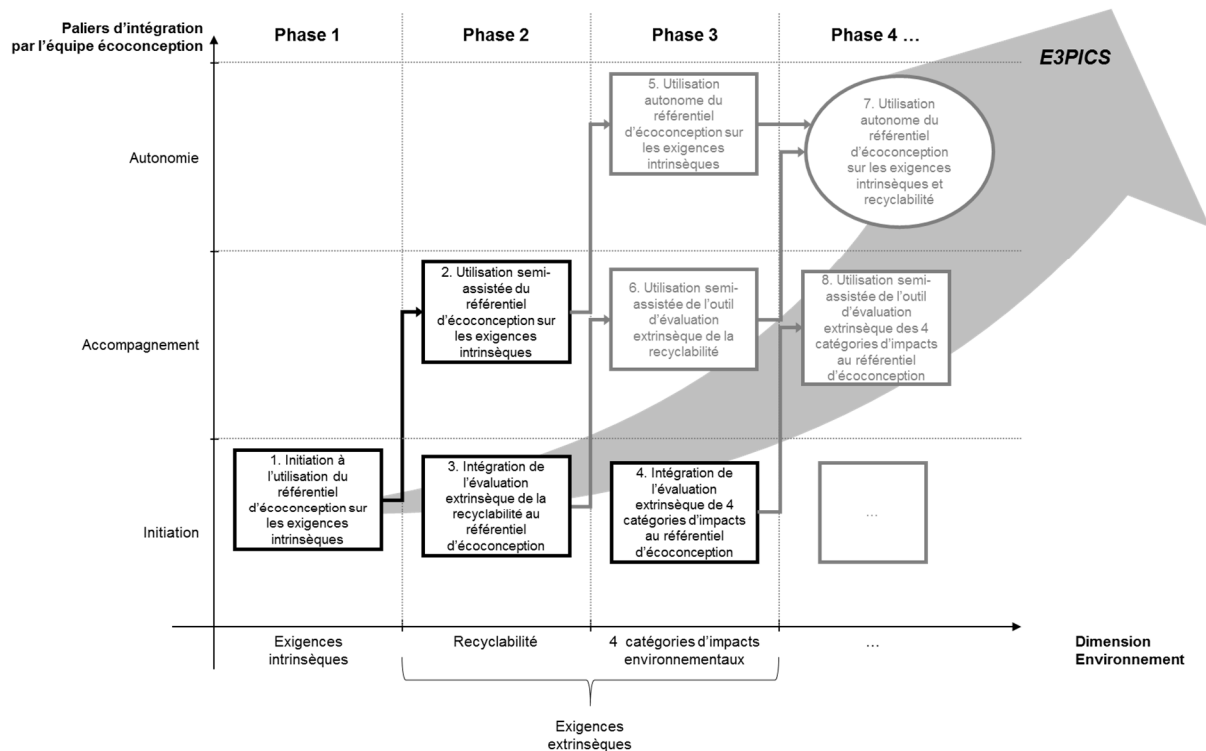


Figure 24. Schéma des phases et des méthodes de recherche

Le premier corollaire de la macro hypothèse concerne l'évolution de la dimension Environnement qui est constituée d'un ensemble d'exigences environnementales. Appliquées au cas spécifique d'un constructeur d'automobiles où l'innovation est majoritairement organisée par des flux d'éléments innovants, nous classons ces exigences environnementales portant sur une innovation selon deux catégories : les exigences « intrinsèques » et « extrinsèques ». Une exigence environnementale portant sur une innovation est dite « intrinsèque » si elle est liée à la fonction et aux éléments qui constituent l'innovation ; par exemple, l'interdiction de métaux lourds, la levée du risque chimique, ou l'aptitude à la dépollution en fin de vie, sont des exigences qui sont directement liées à l'élément innovant et qui ne requièrent pas d'informations sur le système qui l'accueillera. A l'inverse, une exigence environnementale portant sur une innovation est dite « extrinsèque » si elle s'applique à l'ensemble du système véhicule ; par exemple, la directive sur les VHU impose une homologation relative à la recyclabilité du système véhicule dans son ensemble et non pas aux pièces qui composent le véhicule prises séparément. D'un point de vue technique, nous postulons que considérer l'ensemble des exigences de la dimension « Environnement » dès la première phase d'intégration dans les processus d'innovation provoquerait une résistance de la part des équipes d'innovations. Ainsi, nous supposons une trajectoire d'évolution de la dimension Environnement en plusieurs phases (axe des abscisses de la Figure 24) ; à chaque phase une exigence environnementale est ajoutée. Dans cette thèse, nous nous focaliserons à l'intégration de trois types d'exigences environnementales (les exigences intrinsèques, la recyclabilité, et quatre catégories d'impacts environnementaux cycle de vie). L'expérimentation est donc découpée en trois phases :

- Phase 1 : la dimension Environnement est constituée de l'ensemble des exigences intrinsèques, c'est-à-dire qui sont liées à la fonction et aux éléments qui constituent l'innovation. Nous supposons qu'un outil prescriptif suffit à prendre en compte ce type d'exigence.
- Phase 2 : la dimension Environnement est constituée de l'ensemble des exigences intrinsèques et de l'exigence relative à l'impact de l'élément innovant sur la recyclabilité du véhicule. Cette dernière exigence est une exigence extrinsèque. Nous supposons qu'un outil analytique basé sur une modélisation générique des véhicules suffit à la fois pour prendre en compte l'exigence sur la recyclabilité et pour pallier le manque de données sur le système véhicule futur qui accueillera l'élément innovant. Un domaine de pertinence d'utilisation de l'outil analytique doit être défini.

- Phase 3 : la dimension Environnement est constituée de l'ensemble des exigences intrinsèques, de l'exigence recyclabilité, et des exigences de catégories d'impacts environnementaux cycle de vie de l'élément innovant. Cette dernière exigence est à la fois intrinsèque et extrinsèque. Nous supposons qu'un outil analytique basé sur une modélisation générique évolutive de la gamme de véhicules suffit à la fois pour prendre en compte l'exigence sur les impacts environnementaux et pour pallier le manque de données sur le système véhicule futur qui accueillera l'élément innovant. Un domaine de pertinence d'utilisation de l'outil doit ici aussi être défini.

Afin de tester le premier corollaire de la macro hypothèse qui stipule que l'expansion de la dimension Environnement peut être supportée par une évolution de la nature des outils et des modèles de véhicules, plusieurs innovations ont été évaluées pour tester les outils développés.

Le deuxième corollaire de la macro hypothèse concerne l'évolution du niveau de pilotage de l'intégration par l'équipe écoconception. D'un point de vue organisationnel, nous postulons que le référentiel évolutif d'écoconception ne doit pas être intégré ni trop en aval du PCI car le champ d'action est limité, ni trop en amont du PCI car l'élément innovant est encore une notion floue et la créativité pourrait être bridée (Millet et al., 2006). Ainsi, nous supposons que pour favoriser un apprentissage global, l'équipe écoconception doit amener progressivement les équipes d'innovations à une utilisation autonome du référentiel d'écoconception par une trajectoire d'évolution du niveau d'intégration en trois paliers (axe des ordonnées de la Figure 24) :

- Palier 1, dit d'initiation : La phase 1 a pour objectif de déployer les problématiques du service environnement en phase d'innovation par l'intermédiaire du référentiel évolutif d'écoconception jouant le rôle de vecteur de diffusion/intégration. Ce premier palier est réalisé en deux temps : la conception du référentiel d'écoconception et l'initiation à son utilisation par le pilote d'écoconception. Dans un premier temps, un état des lieux sur les pratiques de l'écoconception en innovation est réalisé par un questionnaire envoyé à tous les pilotes d'innovations, et un sous-groupe de pilotes d'innovations est impliqué dans la conception itérative du référentiel d'écoconception. Dans un deuxième temps, l'ensemble des pilotes d'innovations est amené, par le pilote écoconception, à tester le référentiel d'écoconception lors de leurs premiers passages de jalons où un avis « métier » sur les exigences environnementales est requis. L'utilisation du référentiel a été suivie et un questionnaire de satisfaction a été adressé aux pilotes l'ayant utilisé.

Nous supposons que le palier d'initiation facilite l'adhésion des équipes d'innovations aux problématiques environnementales.

- Palier 2, dit d'accompagnement : A ce palier, l'outil analytique requis pour prendre en compte l'exigence sur la recyclabilité est intégré au référentiel d'écoconception. Alors que le palier 1 a permis d'amener les pilotes d'innovation à une relative autonomie sur l'utilisation du référentiel d'écoconception, la nouveauté apportée par l'exigence recyclabilité nécessite une initiation des pilotes d'innovations à ces nouveaux enjeux. Nous supposons que le palier d'accompagnement favorise l'appropriation des exigences environnementales.
- Palier 3, dite d'autonomie : A ce palier, l'outil analytique requis pour prendre en compte l'exigence sur les impacts environnementaux cycle de vie est intégré au référentiel d'écoconception, et les pilotes sont initiés à ces nouveaux enjeux. Le palier 2 a rendu possible l'utilisation autonome du référentiel d'écoconception par les pilotes d'innovations qui sont désormais initiés par l'équipe écoconception sur les questions techniques relatives aux exigences environnementales. L'avis « métier » est toujours validé par le pilote écoconception. Ce niveau de pilotage n'ayant pas encore été atteint, le palier d'autonomie n'est pas achevé à ce jour.

Afin de tester le deuxième corollaire de la macro hypothèse qui stipule que l'autonomisation des pilotes d'innovations sur l'utilisation du référentiel d'écoconception peut être atteinte par un pilotage maîtrisé de l'intégration dans les processus d'innovations, les analyses d'entretiens et de résultats de questionnaires, ainsi que l'évolution de l'utilisation du référentiel, sont présentées au chapitre 7.

Ainsi, la démarche expérimentale de la stratégie E3PICS employée est consacrée aux trois premières phases. Dans la première, le référentiel d'écoconception est conçu itérativement avec un échantillon de pilotes d'innovations sur les exigences intrinsèques. La deuxième phase concerne le développement d'un outil analytique spécifique à la recyclabilité pour lequel un cas d'études est présenté, et l'utilisation du référentiel en mode « Accompagnement ». Enfin, dans la troisième phase, un outil analytique spécifique aux impacts environnementaux cycle de vie est développé pour lequel plusieurs cas d'études sont présentés.

Chapitre 3. Le référentiel évolutif d'écoconception

Le référentiel évolutif d'écoconception constitue un cadre méthodologique qui contient, dans sa version finale, les neuf exigences environnementales traitées par le service environnement que l'équipe écoconception souhaite intégrer en innovation. Il est constitué d'une checklist appelée checklist « Recyclage & Environnement » (nommée ici checklist R&E) contenant les exigences auxquelles sont associés des livrables et des outils spécifiques (prescriptifs ou analytiques) ; un courrier type pour le fournisseur est également disponible pour récupérer les données manquantes. En phase 1 de la stratégie E3PICS, seules les exigences intrinsèques figurent dans le référentiel (en bleu sur la Figure 25). A ces exigences, s'ajoute, en phase 2, celle portant sur le recyclage (en orange sur la Figure 25). Enfin, l'exigence d'évaluation des impacts environnementaux est intégrée à partir de la phase 3 (en vert sur la Figure 25).

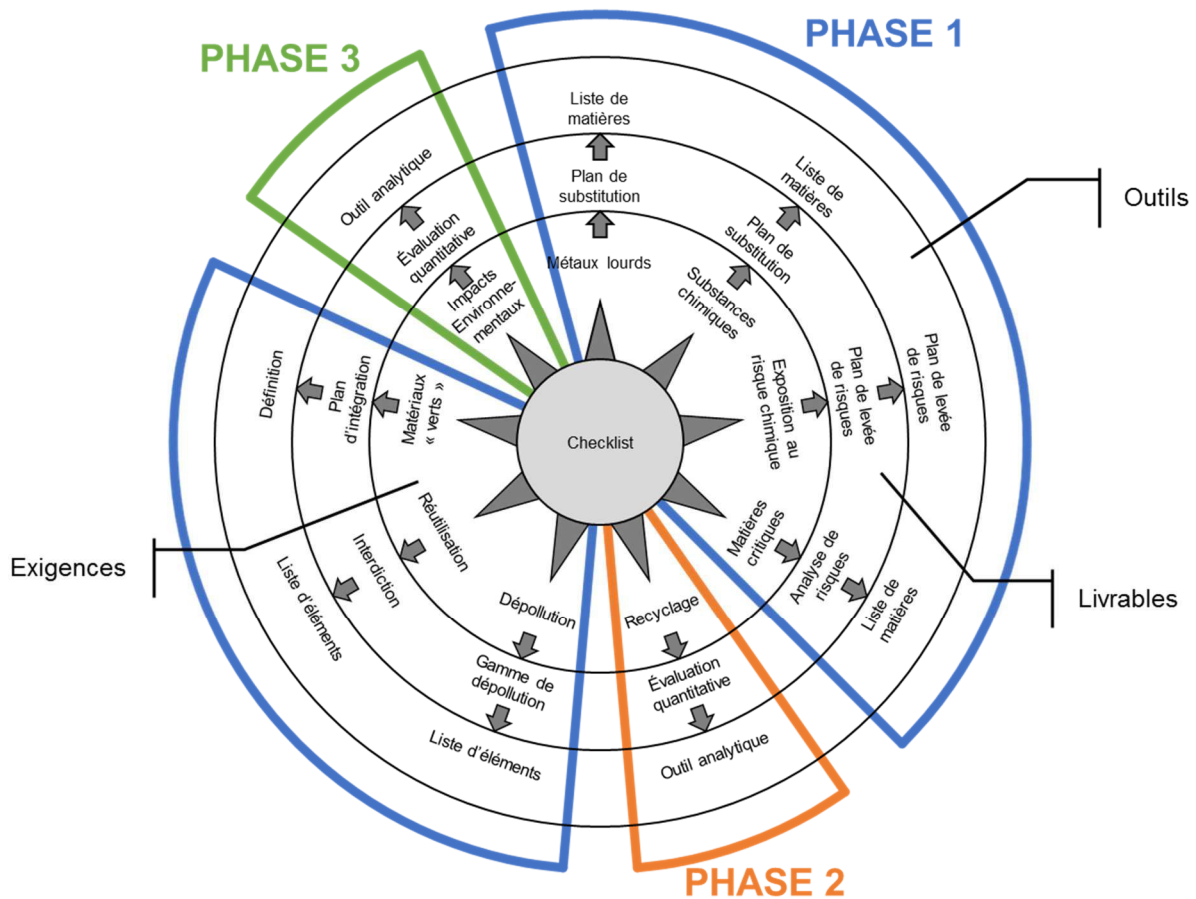


Figure 25. Le référentiel évolutif d'écoconception

Au regard du postulat relatif aux problématiques organisationnelles et de la démarche d'intégration par l'aval développée dans le contexte, une intégration en phase d'ingénierie avancée, au début de l'étape de contextualisation, serait la plus opportune ; de plus, les

innovations qui valident le jalon TRL 5 ont entre 50% et 60% de chances d'atterrir sur un projet de développement d'un véhicule, en moyenne, d'après plusieurs pilotes interviewés. Le référentiel serait utilisé en trois temps : une alerte sur les exigences environnementales à TRL 5, un rappel de ces exigences et une vérification de leur prise en compte à TRL 5_{1/2}, et une validation de la prise en compte des exigences à TRL 6 (Figure 26).

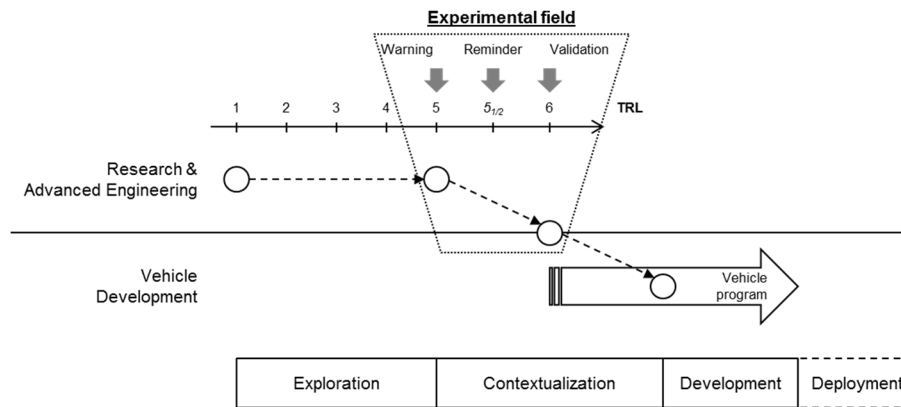


Figure 26. Définition du champ expérimental

Dans ce chapitre, le référentiel d'écoconception est décrit en deux temps. Tout d'abord, le cœur du référentiel, c'est-à-dire la checklist R&E, et les deux outils analytiques d'évaluation extrinsèque sont présentés (section 3.1 à 3.3). Puis, les procédures d'utilisation du référentiel établies en fonction de la phase d'intégration de la stratégie E3PICS sont décrites (section 3.4).

3.1 La checklist « Recyclage & Environnement »

Élément central du référentiel d'écoconception conçu sur un tableur, la checklist « Recyclage & Environnement » (ou checklist R&E) est l'outil qui permet aux pilotes d'innovations et au pilote d'écoconception de contrôler la prise en compte de l'ensemble des exigences du service « Environnement » à TRL 5, TRL 5_{1/2} et TRL 6, respectivement sous la forme d'une alerte, d'un rappel, et d'une validation. La checklist R&E a été conçue de manière itérative (voir section 7.1). Les questions de la checklist R&E ont alors globalement la même formulation : « Votre innovation contient-elle un élément de la liste X (ex. : liste de substances chimiques) ? A-t-elle une contrainte fonctionnelle Y ? (ex. : dépollution en fin de vie) ». A TRL 5, si la réponse est négative, l'exigence est validée ; si la réponse est affirmative, il est nécessaire d'engager un plan d'actions (ex. : substitution, levée de risques, écriture de la gamme de dépollution) pour le TRL 5_{1/2}, et dont le livrable doit être validé par l'équipe écoconception au TRL 6. Ainsi, pour chaque exigence environnementale est établie une liste de questions fermées

qui évolue en fonction du jalon pour lequel l'innovation doit être évaluée. Le résultat de la checklist R&E se présente sous la forme d'un indicateur de l'avis métier du service « Environnement » avec trois valeurs possibles :

- Go : Innovation conforme aux exigences environnementales pilotées par le service « Environnement » ;
- Go avec plan(s) d'actions ou en attente d'informations : Innovation non conforme à une ou plusieurs exigences environnementales pilotées par le service « Environnement » et pour lesquelles un plan d'actions est attendu afin de les mettre en conformité, ou bien manque d'informations pour répondre aux questions ;
- No Go : Innovation non conforme aux exigences pilotées par le service « Environnement » suite à l'identification d'un problème bloquant réglementaire.

Le Tableau 14 synthétise l'ensemble des questions posées au jalon TRL 5 pour chaque exigence pilotée par le service « Environnement », et la Figure 27 est une copie d'écran de la checklist R&E sur l'onglet dédié au jalon TRL 5.

Tableau 14. Questions contenues dans la checklist R&E posées au jalon TRL 5 pour chaque exigence environnementale pilotée par le service « Environnement »

Exigences	N°	Intitulé pour le jalon TRL 5
Métaux lourds	1	Votre innovation contient-elle du Pb, Hg, Cd ou CrVI ?
	2	Si oui, votre innovation est-elle couverte par une dérogation réglementaire (voir info) ?
	3	Si oui, un plan d'action de substitution est à engager pour le TRL 5 _{1/2} .
Substances chimiques	1	Votre innovation contient-elle une substance de la liste PSA (voir info) ?
	2	Si oui, un plan d'action de substitution est à engager pour le TRL 5 _{1/2} .
Risque chimique	1	L'innovation expose-t-elle à un risque chimique (voir info) ?
	2	Si oui, un plan de levée de risques est à engager pour le TRL 5 _{1/2} .
Matières critiques	1	Votre innovation contient-elle une ou plusieurs terres rares (voir info) ?
	2	Si oui, un plan d'action de substitution est à engager pour le TRL 5 _{1/2} .
Recyclage	1	L'innovation a-t-elle un impact sur la masse du véhicule et/ou sur sa composition en matière (voir info) ?
	2	Si oui, un plan d'action est à engager pour le TRL 5 _{1/2} .
Dépollution	1	L'innovation est-elle soumise à une étape de dépollution en fin de vie du véhicule (voir info) ?
	2	Si oui, l'innovation peut-elle être dépolluée en fin de vie et a-t-elle sa gamme de dépollution associée ?
	3	Si non, un plan d'action est à engager pour le TRL 5 _{1/2} .
Réutilisation	1	Votre innovation réutilise-t-elle un des composants de la liste (voir info) ?
Matériaux verts	1	Votre innovation contient-elle majoritairement (+ de 100g) des matériaux organiques ?
	2	Si oui, s'agit-il de "matériaux verts" (voir info) ?
	3	Si non, un plan d'action est à engager pour le TRL 5 _{1/2} .

Impacts environnementaux cycle de vie	1	L'innovation a-t-elle un impact sur la masse, et/ou sur la consommation, et/ou sur la composition matière du véhicule ?
	2	Si oui, un plan d'action est à engager pour le TRL 5 _{1/2} .

Thèmes	Questions JEI		Synthèse	Commentaires
1. Restriction d'usage du plomb, mercure cadmium et chrome VI	Exigence : Interdiction d'utilisation du Pb, Hg, Cd et CrVI, sauf dérogations Votre innovation contient-elle du Pb, Hg, Cd ou CrVI ?	Go En attente d'infos	☺ ⓘ	Renseignement du commentaire obligatoire !
2. Exigences relatives aux réglementations sur les substances chimiques	Exigence : Interdiction d'utilisation des substances de la liste PSA Votre innovation contient-elle une substance de la liste PSA (voir info) ?	Go En attente d'infos	☹ ⓘ	Renseignement du commentaire obligatoire !
3. Procédure de levée de risques "exposition au risque chimique"	Exigence : Identification des cas d'exposition à un risque chimique et collecter les informations relatives à celui-ci L'innovation expose-t-elle à un risque chimique (voir info) ?	Go Non	☺ ⓘ	Renseignement du commentaire obligatoire !
4. Matières critiques : Terres rares	Exigence : Identification de l'utilisation de matières critiques Votre innovation contient-elle une ou plusieurs terres rares (voir info) ? Si oui, un plan d'action de substitution est à engager pour le JECVR.	Go Oui 1 plan	☹ ⓘ	Renseignement du commentaire obligatoire !
5. Aptitude au recyclage et à la valorisation en fin de vie	Exigence : Ne pas compromettre l'homologation sur la recyclabilité du véhicule L'innovation a-t-elle un impact sur la masse du véhicule et/ou sur sa composition en matière (voir info) ? Si oui, un plan d'action est à engager pour le JECVR.	Go Oui 1 plan	☹ ⓘ	Renseignement du commentaire obligatoire !
6. Dépollution en fin de vie	Exigence : Tous les fluides, les éléments contenant encore des métaux lourds et les éléments pyrotechniques doivent être dépolluables lors de la fin de vie du véhicule. L'innovation est-elle soumise à une étape de dépollution en fin de vie du véhicule (voir info) ?	Go Non	☺ ⓘ	Renseignement du commentaire obligatoire !
7. Interdiction de la réutilisation des composants	Exigence : Interdiction de réutilisation de certains composants (voir liste) dans les véhicules neufs	Go	☹ ⓘ	Renseignement du commentaire obligatoire !

Questionnaire PIA JEI Questionnaire PIA JECVR Questionnaire PIA JRCVR Info - Métaux Lourds Info - Substances chimiques Info - Risque ...

Figure 27. Copie d'écran de la checklist R&E au jalon TRL 5

Afin d'aider les pilotes d'innovations à répondre aux questions, des onglets d'informations ont été créés au sein de la checklist R&E. Par exemple, la Figure 28 est une copie d'écran de l'onglet d'informations pour l'exigence « Métaux lourds » ; de plus, pour les exigences « Métaux lourds », « Substances chimiques », « Matières critiques », « Dépollution », et « Réutilisation », les listes des éléments et matières discriminants sont également disponibles dans la checklist R&E.

Enfin, le pilote d'innovations a la possibilité d'envoyer un courrier générique à son fournisseur afin de récupérer les informations qui lui manquent pour répondre aux questions de la checklist R&E.

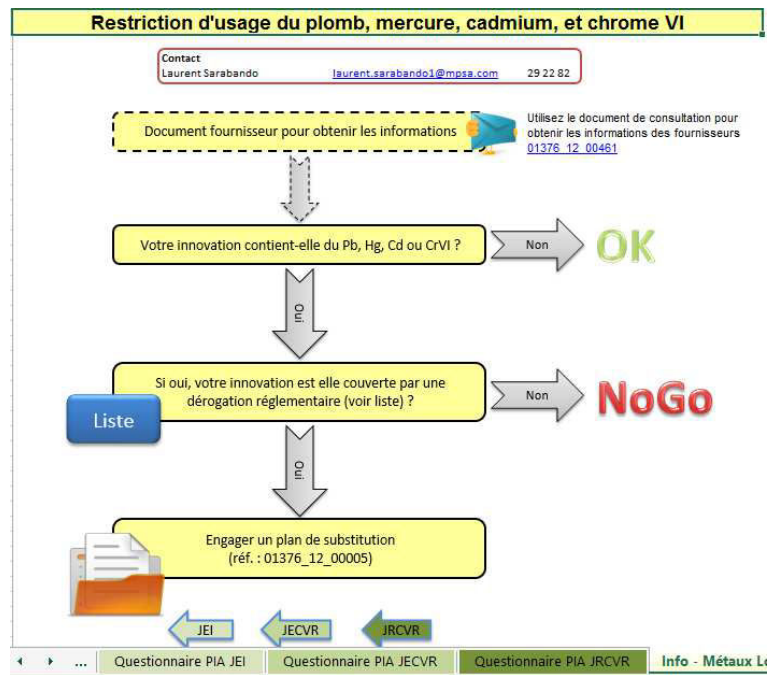


Figure 28. Copie d'écran de l'onglet d'informations pour l'exigence « Métaux lourds »

3.2 L'outil OSIRIS

L'Outil de Simulation de l'Impact sur la Recyclabilité des Innovations (OSIRIS) est l'outil analytique dédié à l'évaluation des conséquences de l'intégration d'une innovation à un véhicule sur la recyclabilité de ce véhicule. Il permet de projeter, sur le futur véhicule, le risque d'homologation relative à la directive sur les Véhicules Hors d'Usage (VHU) qui impose au constructeur de prouver 95% minimum en masse de valorisabilité ou réutilisation, dont 85% minimum de valorisabilité matière (recyclabilité) ou réutilisation, et 10% minimum de valorisabilité énergétique (Figure 29). L'application de cette directive est, par ailleurs, déjà prise en compte dans les projets de développement des véhicules, grâce à l'outil ARES. Par convention, et par facilité d'écriture, nous utilisons le terme de valorisabilité pour couvrir la valorisabilité énergétique et la recyclabilité, lorsque l'un ou l'autre terme peut être utilisé indépendamment dans la phrase.

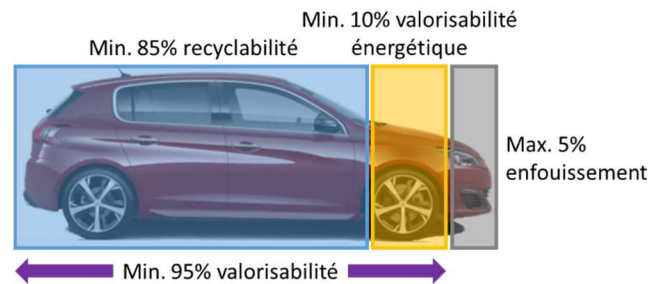


Figure 29. Les objectifs européens d'homologation des véhicules

L'utilisation d'OSIRIS nécessite le renseignement de quatre données d'entrée (Figure 30) : la masse du véhicule remplacé, les compositions en matières des éléments remplacés et innovants, et les stratégies de fin de vie. En sortie, OSIRIS génère un histogramme d'impacts relatifs permettant de comparer, sur le même graphe, plusieurs variantes de l'élément innovant, et plusieurs stratégies de fin de vie. L'impact relatif correspond à la projection de la différence entre le taux de valorisabilité du véhicule projeté et celui (calculé) du véhicule initial. Afin de contourner le manque de données sur le véhicule cible, OSIRIS est basé sur une modélisation des véhicules présentée au chapitre 4.

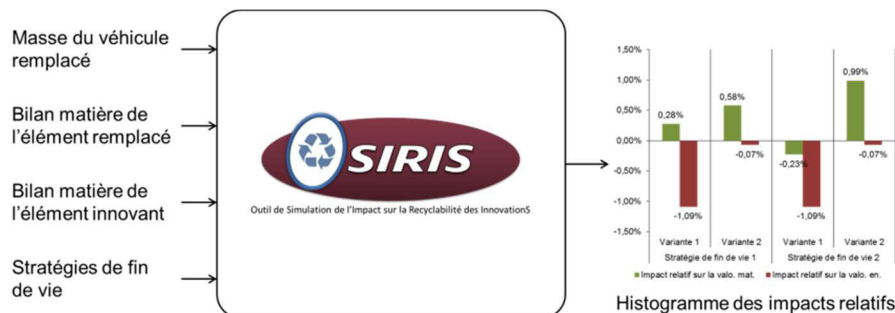


Figure 30. Données d'entrée et de sortie d'OSIRIS

En pratique, il n'est pas pertinent de soumettre toutes les innovations en ingénierie avancée (entre TRL 5 et TRL 6) car elles n'ont pas toutes un impact significatif sur la valorisabilité du véhicule. Deux critères de pertinence ont donc été définis *a priori* pour déclencher l'évaluation d'une innovation sur OSIRIS :

- L'impact sur la masse au global véhicule doit être supérieur à 1 kg ;
- Et/ou il y a changement de famille de matière entre l'élément remplacé et l'élément innovant.

Par exemple, une innovation constituée entièrement de métal et pesant 8 kg remplaçant une pièce également constituée entièrement de métal et pesant 10 kg devra être évaluée sous OSIRIS

car il y aura une différence de 2 kg entre le véhicule initial et le véhicule muni de l'innovation. Autre exemple : une innovation en composite et en métal qui pèse 5 kg et remplaçant une pièce entièrement métallique qui pèse 5,5 kg sera également évaluée car il y a un changement de famille de matière.

Entièrement développé dans un tableur (Figure 31), OSIRIS permet également de calculer les conséquences d'un ensemble d'innovations intégré à un même véhicule, chaque innovation étant décrite indépendamment. Cette fonctionnalité s'avèrera utile lors d'un raccordement d'un panier d'innovations à un projet de développement d'un véhicule.

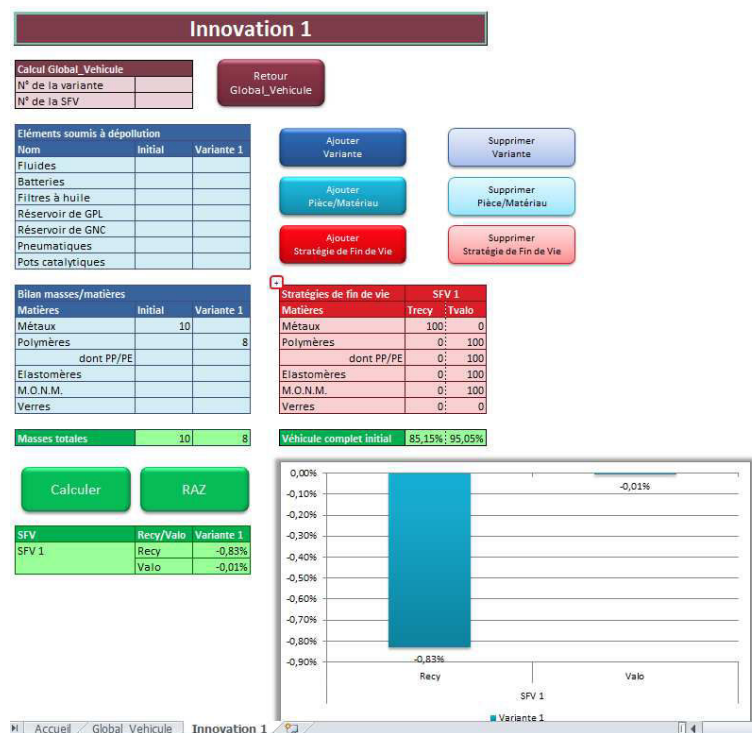


Figure 31. Copie d'écran d'une feuille de calcul pour une innovation sur OSIRIS

3.3 L'outil TEEPI

L'outil d'évaluation de la performance environnementale des innovations (*Tool for Evaluating the Eco-Performance of Innovations* – TEEPI) est l'outil analytique dédié à l'évaluation des conséquences de l'intégration d'une innovation à un véhicule sur les impacts environnementaux cycle de vie de ce véhicule. Des ACV de nouveaux véhicules ou de pièces stratégiques sont déjà régulièrement effectuées à la fin de projets de développement par l'utilisation d'un logiciel d'ACV et de la base de données qui lui est associée. TEEPI se consacre à l'étude des quatre impacts environnementaux présentés dans la section 1.1 de Contexte général et trois étapes du

cycle de vie (Fabrication, Utilisation, Fin de vie) (Figure 32). Ces catégories d'impacts environnementaux ont été choisies car ils sont largement utilisés dans les ACV faites dans le milieu automobile ; quant aux étapes du cycle de vie retenues, il s'agit de celles qui génèrent le plus d'impacts au regard des ACV de véhicules préalablement réalisées. Néanmoins, comme nous le montrerons au Chapitre 5, le nombre de catégories d'impacts environnementaux ou d'étapes de cycle de vie pourra augmenter. L'unité fonctionnelle utilisée est : « *Transport de personnes et de biens sur 150 000 km pendant 10 ans selon le cycle de conduite européen NEDC (New European Driving Cycle)* ».

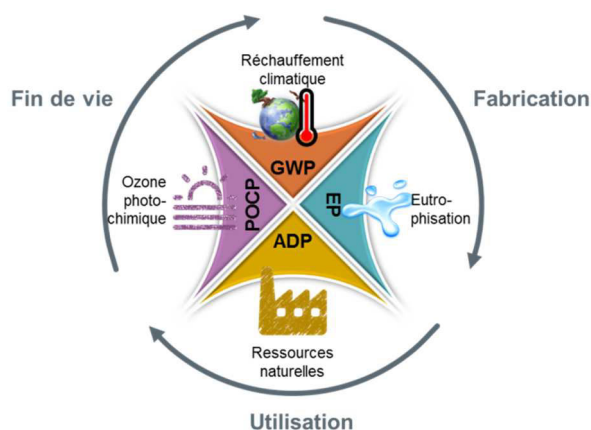


Figure 32. Impacts environnementaux et étapes du cycle de vie étudiés dans TEEPI

TEEPI permet d'obtenir deux types de résultats : une comparaison intrinsèque, c'est-à-dire la comparaison des impacts environnementaux de l'élément remplacé et de l'élément innovant, et une comparaison extrinsèque, c'est-à-dire la comparaison du véhicule remplacé (muni de l'élément remplacé) et du véhicule projeté (muni de l'élément innovant). L'utilisation de TEEPI nécessite, d'une part, les valeurs d'impacts environnementaux sur les trois étapes du cycle de vie des éléments remplacés et innovants calculés avec le logiciel d'ACV, et d'autre part, des modèles génériques de véhicules (appelés EMEECS pour *Evolving Models for the Environmental Evaluation of Complex Systems*) pour représenter la base véhicule sur laquelle est intégrée l'innovation, et générés par une application indépendante (Figure 33).

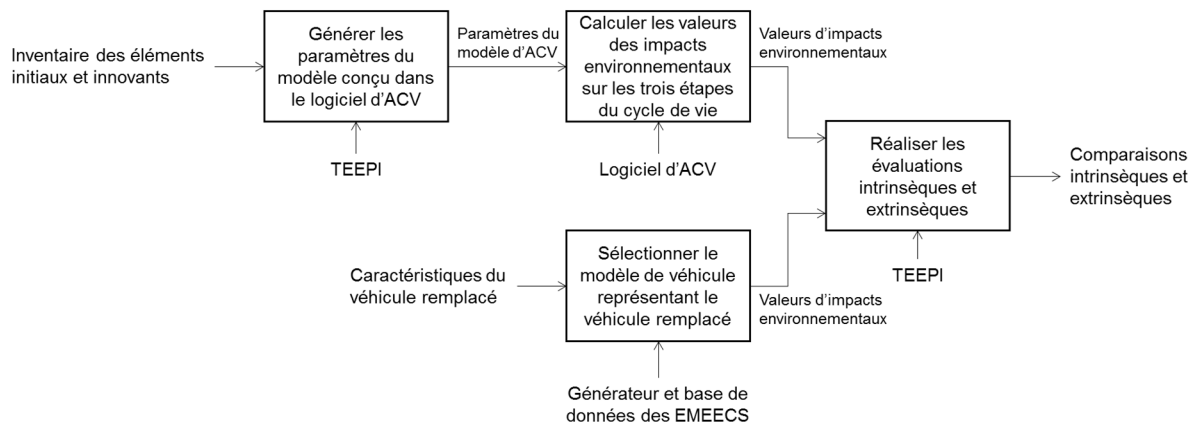


Figure 33. SADT simplifié de TEEPI

Dans un premier temps, TEEPI, développé dans un tableur, inclut un onglet d'inventaire (Figure 34) des éléments remplacés et innovants (qui peuvent être décomposés en plusieurs pièces) permettant à l'utilisateur de renseigner le bilan masse/matière, les impacts sur la consommation de carburant et d'émissions de dioxyde de carbone et de polluants à l'usage, et la stratégie de fin de vie, pour chaque élément. TEEPI génère alors un fichier de paramètres compatible avec un modèle paramétré conçu dans le logiciel d'ACV. Les résultats du logiciel d'ACV sont ensuite importés dans TEEPI.

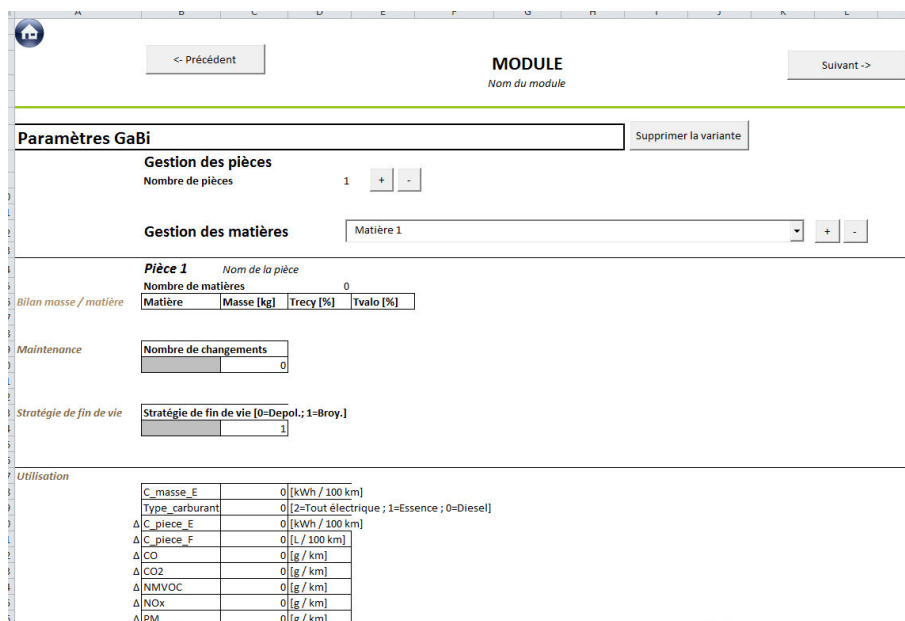


Figure 34. Copie d'écran de l'onglet d'inventaire des éléments remplacés et innovants

Dans un deuxième temps, les EMEECS sont générés et sauvegardés par une application indépendante. Ils sont construits sur la base de résultats d'ACV de véhicules précédents (voir le Chapitre 5), et se présentent sous la forme d'un tableau de valeurs d'impacts

environnementaux par étape du cycle de vie considérée et par classe de véhicules (Figure 35). Les classes de véhicules représentent le véhicule remplacé avec des valeurs moyennes par impact environnemental et par étape du cycle de vie, et des incertitudes sur ces mêmes valeurs. Les classes de véhicules sont sélectionnées en renseignant les caractéristiques de véhicules qui permettent de représenter le véhicule remplacé.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
	Etapes	Fabrication	Fabrication	Fabrication	Fabrication	Utilisation	Utilisation	Utilisation	Utilisation
	N° Classes	Indicateurs	EP	POCP	ADP	EP	POCP	ADP	EP
1	1 Véhicules	V1,V2,V3,V4,V14,V18	V1,V2,V18	V1,V2,V3,V4,V14,V18	V1,V2,V18	V1,V2,V10,V13,V17	V3,V4,V18	V13	
2	1 Moyenne								
3	1 Ecart-type								
4	2 Véhicules	V5,V6,V7	V3,V5,V6,V7,V15	V5,V6,V7	V3,V4,V5,V6,V14	V3,V4,V11,V18,V19	V5,V6,V7,V9,V14,V15	V10,V12,V17	V3,V
5	2 Moyenne								
6	2 Ecart-type								
7	3 Véhicules	V8,V9,V11,V12,V15,V16,V19	V4,V14,V16,V19	V8,V9,V11,V12,V15,V16,V19	V7,V15,V16	V7,V8,V12,V14,V16	V10,V19	V4,V5,V7,V8,V11,V14	
8	3 Moyenne								
9	3 Ecart-type								
10	4 Véhicules	V10,V13,V17	V11,V12	V10,V13,V17	V8,V9,V19	V5,V6,V9,V15	V1,V2,V11,V13,V17	V1,V2,V6,V15,V16	
11	4 Moyenne								
12	4 Ecart-type								
13	5 Véhicules		V9,V13,V17		V11,V12		V8,V12,V16	V3,V9,V18	
14	5 Moyenne								
15	5 Ecart-type								
16	6 Véhicules		V10		V10,V13,V17			V19	
17	6 Moyenne								
18	6 Ecart-type								
19	7 Véhicules		V8						
20	7 Moyenne								
21	7 Ecart-type								

Figure 35. Copie d'écran de la base de données des EMEECS (les valeurs ont été floutées pour des raisons de confidentialité)

Enfin, les résultats apparaissent dans TEEPI sous la forme de graphiques de type radar, facilitant la lecture les comparaisons intrinsèques et extrinsèques (Figure 36).

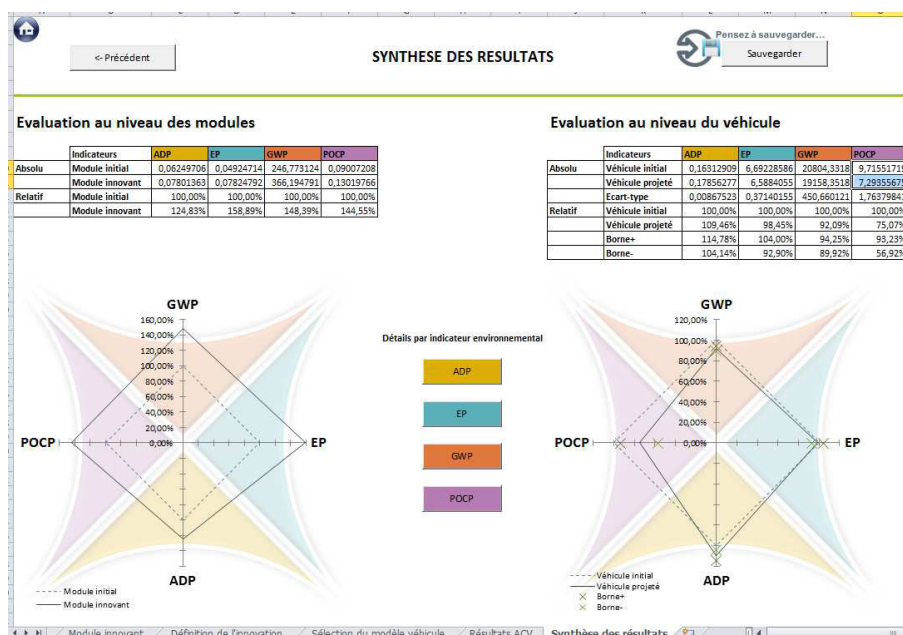


Figure 36. Copie d'écran de l'onglet de résultats de TEEPI

En pratique, il n'est pas pertinent de soumettre toutes les innovations en ingénierie avancée (entre TRL 5 et TRL 6) car elles n'ont pas toutes une conséquence importante sur les impacts environnementaux cycle de vie d'un véhicule. Trois critères de pertinence ont donc été définis *a priori* pour déclencher l'évaluation d'une innovation sur TEEPI :

- L'impact sur la masse au global véhicule doit être supérieur à 1 kg ;
- Et/ou l'innovation a un impact sur la consommation du véhicule ;
- Et/ou il y a changement de famille de matière entre l'élément remplacé et l'élément innovant.

De la même manière qu'OSIRIS, la procédure de description des inventaires des éléments remplacés et innovants permet également de calculer les conséquences sur les impacts environnementaux cycle de vie d'un panier d'innovations.

3.4 Procédures d'utilisation du référentiel d'écoconception

Du point de vue organisationnel, la première phase est celle d'initiation. Il s'agit pour le pilote d'écoconception et son équipe d'aider les pilotes d'innovations à prendre en main le référentiel d'écoconception. Pour ce faire, la procédure présentée en Figure 37 a été établie, pour laquelle, d'une part, le pilote d'écoconception aide les pilotes d'innovations à utiliser la checklist R&E, et d'autre part, les experts environnement aident les pilotes d'innovations à engager, si besoin, les plans d'actions.

En phase 2, l'équipe d'écoconception doit accompagner les pilotes d'innovations dans l'utilisation du référentiel d'écoconception. D'un niveau d'intégration plus élevé, cette phase, pour laquelle la procédure d'utilisation du référentiel est présentée en Figure 38, suppose que la phase d'initiation a été suffisante pour que les pilotes d'innovations puissent utiliser la checklist R&E de manière autonome.

La partie organisationnelle de la phase 3 de la stratégie E3PICS n'a pas été expérimentée en totalité dans cette thèse. Néanmoins, une procédure d'utilisation du référentiel d'écoconception (Figure 39) a été proposée. Elle suppose que les étapes précédentes d'initiation et d'accompagnement aient été suffisantes pour que les pilotes d'innovations puissent engager les

plans d'actions de manière autonome ; la validation de ces plans d'actions resterait de la responsabilité de l'équipe d'écoconception.

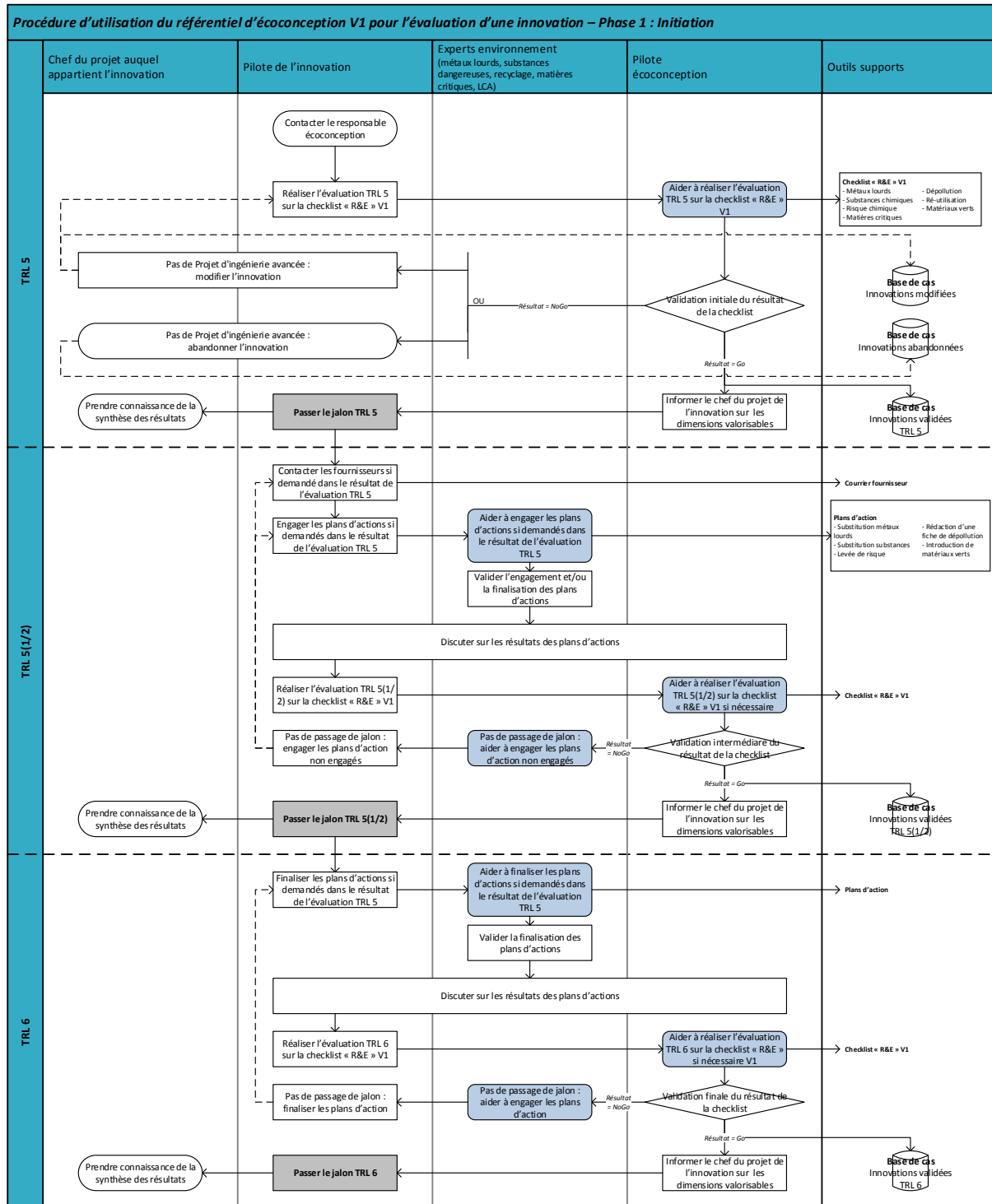


Figure 37. Procédure d'utilisation du référentiel d'écoconception pour la phase d'initiation

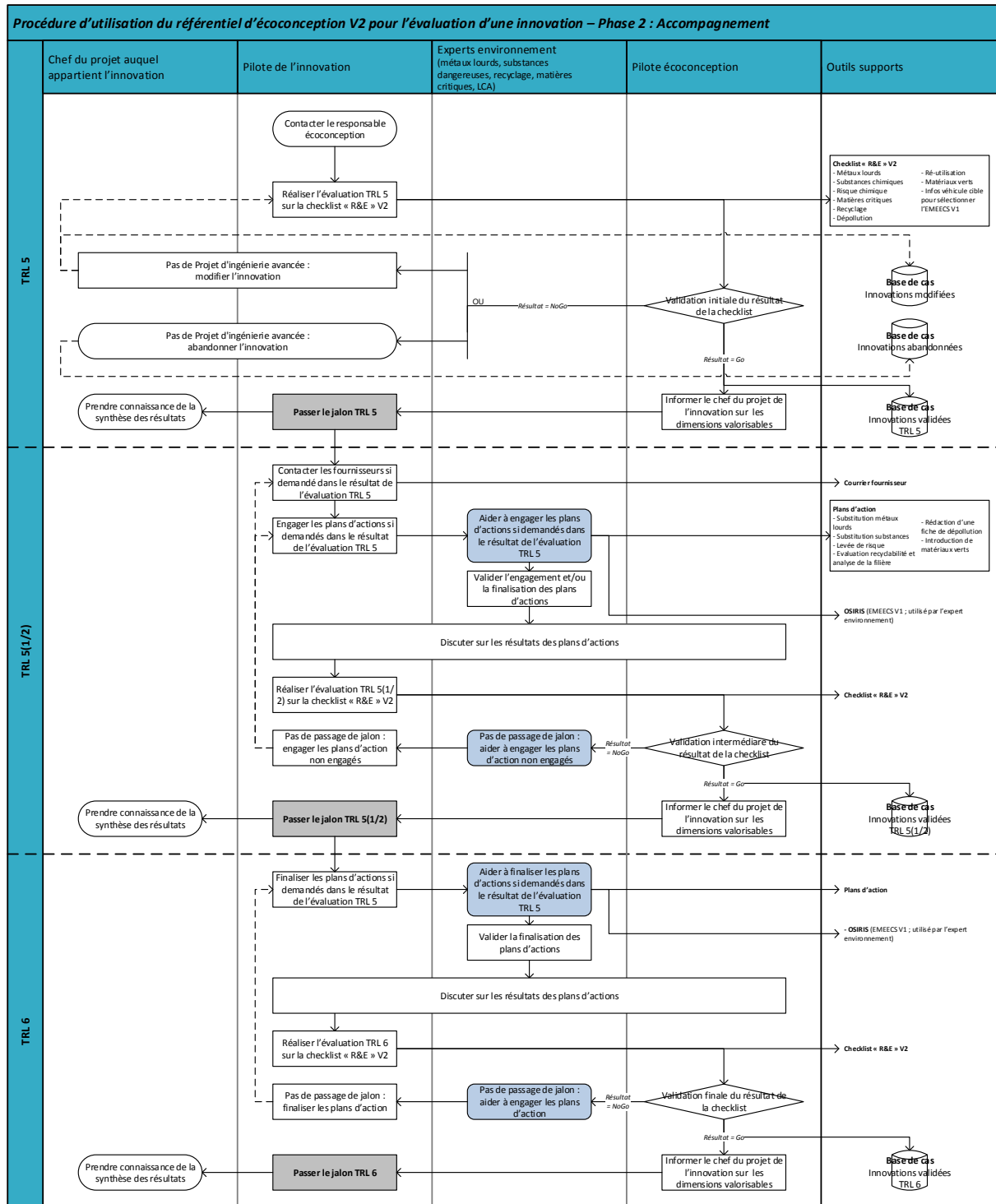


Figure 38. Procédure d'utilisation du référentiel d'écoconception pour la phase d'accompagnement

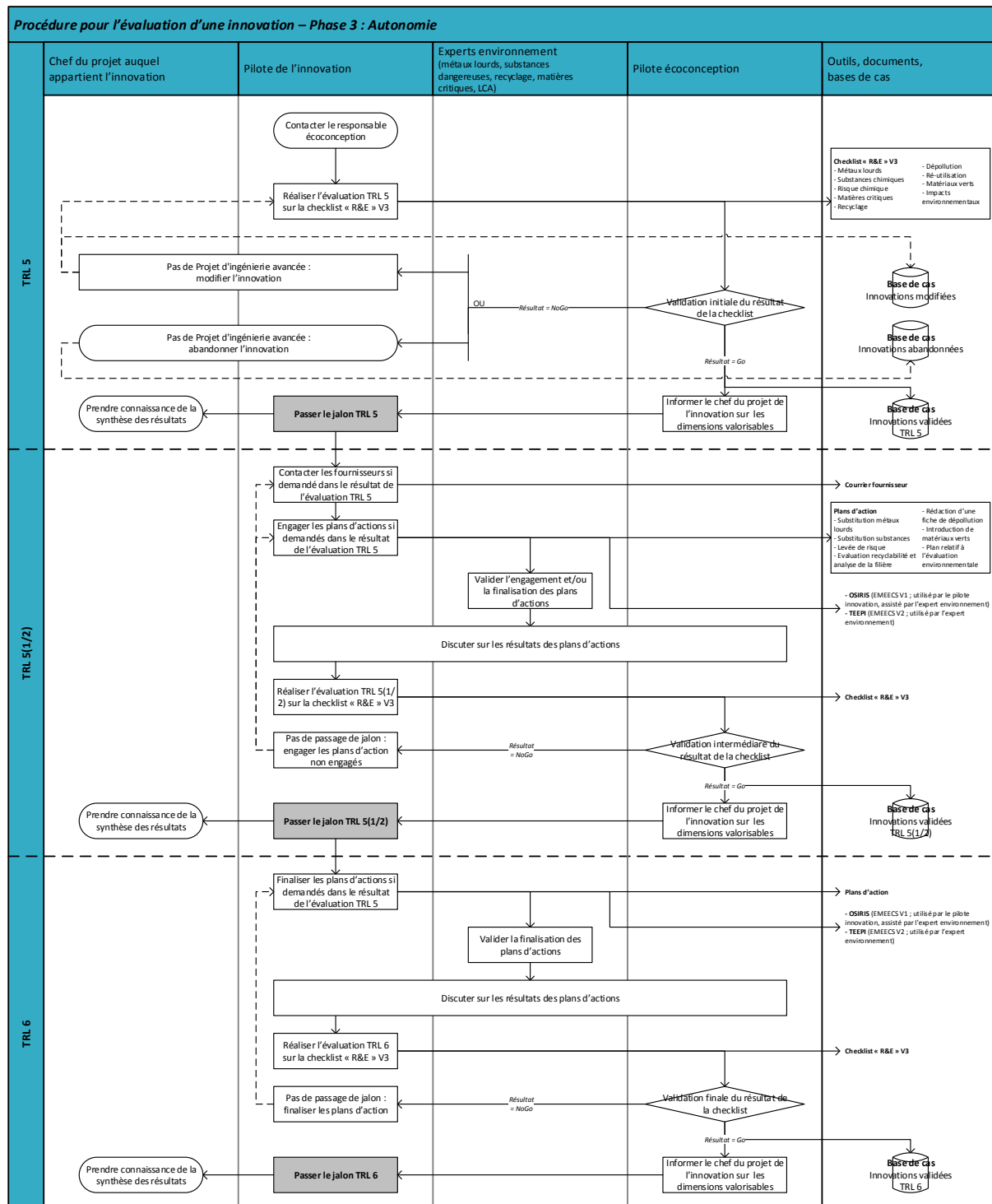


Figure 39. Procédure d'utilisation du référentiel d'écoconception pour la phase d'autonomie

Dans ce chapitre, la forme que prennent la checklist R&E et les deux outils analytiques OSIRIS et TEEPI, a été présentée. Les trois prochains chapitres sont consacrés aux moteurs de ces outils

d'évaluation. Ainsi, le chapitre 4 est dédié à l'exigence de l'impact d'éléments innovants sur la recyclabilité du véhicule auquel ils seront raccordés, et à l'outil OSIRIS qui a été développé.

Chapitre 4. Article 1 – Un outil pour évaluer l’impact d’une innovation sur le taux de recyclabilité d’un produit en adoptant un point de vue modulaire : Application au secteur de l’automobile

Résumé : Alors que la réglementation européenne sur les véhicules hors d’usage est de plus en plus stricte, l’introduction d’innovations génère l’évolution de la composition en matière des véhicules et peut conduire à un risque pour l’homologation sur la valorisabilité du véhicule. Nous mettons en place un outil préventif nommé OSIRIS permettant d’évaluer l’impact d’une innovation sur le taux de recyclabilité d’un véhicule. Elle permet aux équipes d’innovations et aux projets de développement des véhicules d’obtenir une tendance de cet impact. Elle s’appuie 1) sur un point de vue modulaire du véhicule, 2) sur une hypothèse simplificatrice pour fixer un module, et 3) sur une gestion des options de fin de vie. En expérimentant cette approche sur une motorisation hybride, nous démontrons que les erreurs commises par l’hypothèse simplificatrice sont faibles pour des solutions dont la différence de masses entre l’initiale et l’innovante n’excèdent pas 40-60 kg.

Mots clés : Recyclabilité ; Valorisabilité ; Outil d’évaluation ; Impact d’une innovation ; Point de vue modulaire ; Outil préventif ; Tendance des impacts ; Hypothèse simplificatrice ; Gestion des options de fin de vie ; Motorisation hybride

4.1 Contexte

Depuis la fin des années 1990, l’automobile est devenue l’un des produits les plus réglementés en matière d’environnement, par exemple sur les émissions de polluants à l’usage (European Parliament Council, 2007) et de dioxyde de carbone (European Parliament Council, 2009). L’analyse de (Schipper, 2011) montre qu’en dépit de la diminution de la consommation de carburant rapportée à la masse du véhicule depuis les années 1980, la masse et la puissance du véhicule n’ont jamais cessé d’augmenter du fait de l’élévation des niveaux de prestation attendus par le client. Inverser la courbe de masse des véhicules est incontournable selon Schipper pour réduire la consommation de carburant.

Ainsi, pour répondre aux contraintes réglementaires sur les émissions à l’utilisation, les innovations chez un constructeur d’automobiles portent majoritairement sur l’efficacité des

chaînes de traction et l'allègement du véhicule. De nouvelles technologies et de nouvelles matières sont introduites, et la composition matière des véhicules évolue.

Parallèlement, la législation européenne impose aux constructeurs de prouver que les véhicules mis sur le marché atteignent au moins 95% en masse de valorisabilité ou de réutilisation dont 85% de valorisabilité matière, c'est-à-dire de recyclabilité, ou de réutilisation, et 10% de valorisabilité énergétique. Jusqu'à présent, les bilans masse/matière (BOM – Bill Of Material) des véhicules ont certes peu évolué. Cependant, l'introduction d'innovations, telles qu'une motorisation hybride ou des pièces en composite, engendre une évolution de la composition en matière du véhicule, et peut conduire à un risque pour l'homologation sur la valorisabilité du véhicule. L'enjeu pour atteindre les taux réglementaires est d'autant plus grand que la filière de recyclage n'est pas prête à accueillir toutes les innovations (Sutherland et al., 2004). Il existe donc un risque réglementaire sur la recyclabilité des véhicules. Il paraît donc nécessaire d'évaluer ce risque. L'action en amont du processus de conception doit être privilégiée : bien que les informations sur le produit soient peu nombreuses, le potentiel d'amélioration et le degré de liberté sont plus importants. De plus, les structures chargées de l'innovation chez les constructeurs d'automobiles sont complètement détachées des projets de développement de véhicules (Buet et al., 2011) ; les contraintes y sont moins fortes qu'en projet véhicule.

L'objectif est de présenter un outil permettant d'évaluer, au cours du processus d'innovation, l'impact d'une innovation sur la recyclabilité d'un véhicule. Dans une première section, nous développons le contexte réglementaire européen en vigueur sur la recyclabilité et les méthodes d'évaluation existantes ; nous présentons ainsi la méthode de calcul que nous employons pour calculer ces taux. Dans la seconde section, nous exposons le contexte de l'innovation chez un constructeur d'automobiles et les contraintes de l'outil. Le formalisme de l'outil et le protocole expérimental sont décrits dans la troisième section. Dans la quatrième section, nous présentons les résultats des trois expérimentations. Enfin, une section de conclusion et perspectives conclut cet article.

4.2 La réglementation européenne sur la recyclabilité des véhicules

En Europe, la recyclabilité des véhicules est gérée par les directives européennes 2000/53/EC (European Parliament Council, 2000) et 2005/64/EC (European Parliament Council, 2005). La première définit les objectifs à atteindre en 2015 qui sont de 95% en masse de valorisabilité ou

de réutilisation, dont 85% de valorisabilité matière (recyclabilité) ou de réutilisation et 10% de valorisabilité énergétique. La réutilisation est définie par la directive de la manière suivante : « toute opération par laquelle les composants de véhicules hors d'usage servent au même usage que celui pour lequel ils ont été conçus ». Cela ouvre donc le champ de recherche lié au *Design for Remanufacturing* qui permet notamment de réduire les impacts environnementaux de la fabrication (Pigozzo et al., 2010 ; Nasr, Thurston, 2006 ; Warsen et al., 2011).

La deuxième impose les constructeurs d'homologuer leurs véhicules sur la recyclabilité et la valorisabilité. Pour ce faire, la méthode de calcul des taux de recyclabilité et de valorisabilité retenue par l'Union Européenne est définie par la norme ISO 22628 (ISO, 2002a). Elle se base sur les étapes de traitement en fin de vie d'un Véhicule Hors d'Usage (VHU) (Tableau 15).

Tableau 15. Définition des masses recyclées et valorisées énergétiquement pour chaque étape du traitement d'un véhicule hors d'usage

Étape de traitement d'un VHU de masse m_V	Masses	Destination fin de vie	Cible
Prétraitement, dépollution	m_P	Recyclage ou réutilisation (100%)	85% de recyclabilité ou de réutilisation
Démontage	m_D	Recyclage ou réutilisation (100%)	
Séparation des métaux	m_M	Recyclage ou réutilisation (100%)	
Traitement du résidu non-métallique	m_{Tr}	Recyclage ou réutilisation (100%)	
	m_{Te}	Valorisation énergétique (100%)	10% de valorisabilité

Les taux de recyclabilité (R_{cyc}) (Eq. 1) et de valorisabilité (R_{cov}) (Eq. 2) sont alors calculés de la manière suivante :

$$R_{cyc} = \frac{m_P + m_D + m_M + m_{Tr}}{m_V} \quad (1)$$

$$R_{cov} = R_{cyc} + \frac{m_{Te}}{m_V} \quad (2)$$

Cette méthode de calcul demande la description aussi fine que possible de la composition en matière du véhicule à homologuer. La norme ISO 22628 impose une liste d'éléments à dépolluer et une première description de la composition en matière d'un véhicule (Tableau 16).

Tableau 16. Eléments de prétraitement et composition matière

Pre-treatment elements	Material distribution
All fluids	Metals
Batteries	Polymers (excluding elastomeres)
Oil filters	Elastomers
Liquefied Petroleum Gas (LPG) tanks	Glass
Compressed Natural Gas (CNG) Tanks	Fluids
Tires	Modified Organic Natural Materials (MONM)
Catalytic converters	Others

Les métaux sont séparés en vue du recyclage de la fraction métallique (m_M). La fraction organique peut être soit recyclée (m_{Tr}) soit utilisée pour produire de l'énergie (m_{Te}). Les masses obtenues lors des étapes de démontage (m_D) et de traitement des résidus non-métalliques (m_{Tr}) forment donc les degrés de liberté du système, elles sont des paramètres libres dont les valeurs dépendent de la stratégie définie par le constructeur. Ainsi, chaque constructeur a son carnet de scénarios de fin de vie. Par exemple, dans son étude sur l'influence des scénarios de fin de vie sur l'analyse de cycle de vie d'un véhicule, (Ciacci et al., 2010) propose cinq scénarios. Ce carnet de scénarios doit néanmoins être justifié au regard de la norme ISO 22628. Dès lors, un scénario de base peut être construit dans lequel les paramètres libres sont tous nuls : $m_D = m_{Tr} = m_{Te} = 0 \text{ kg}$.

Par la suite, c'est au constructeur d'affiner cette décomposition pour créer des scénarios de fin de vie afin d'atteindre les taux réglementaires de recyclabilité et de valorisabilité en faisant varier les paramètres libres. Dans la pratique, une expertise en filière de recyclage est alors requise, de manière à déterminer les pratiques courantes de la filière et de dégager les bonnes pratiques. Actuellement, la collecte de données pour obtenir la distribution de matière d'un véhicule prend plusieurs mois, tandis que la consolidation des données et les calculs des taux de recyclabilité et de valorisabilité prennent une semaine environ.

Cette méthode de calcul n'est pas représentative de la pratique sur le terrain. (Reuter et al., 2006) ont réalisé un modèle d'optimisation de la filière de recyclage qui prend en compte plusieurs paramètres qui affectent l'efficacité de la séparation physique. Le Tableau 17 donne les taux de recyclabilité de plusieurs métaux selon le modèle de Reuter et al. Par ailleurs, le recyclage des matières fait l'objet de nombreuses études afin d'améliorer leur valorisabilité. On peut citer notamment celles sur les polymères (Weager et al., 2007), les composites (Perry et al., 2012 ; Yang et al., 2012), ou l'aluminium (Gaustad et al., 2012) qui sont des matières de plus en plus utilisées dans le domaine automobile. D'autres études portent également sur les

traitements des résidus broyage et de leurs améliorations (Fiore et al., 2012 ; Passarini et al., 2012 ; Zorpas, Inglezakis, 2012).

Tableau 17. Taux de recyclabilité de plusieurs métaux selon le modèle d'optimisation du système de recyclage de (Reuter, van Schaik, Ignatenko, & de Haan, 2006)

Métaux	Taux de recyclabilité
Aluminium	78%
Cuivre	89%
Magnésium	16%
Acier	99%
Zinc	79%

Toutes les masses des équations (Eq. 1) et (Eq. 2) devraient donc être pondérées avec un coefficient d'efficacité $\alpha_{\text{élément ou matière}}$ comme représenté dans l'équation (Eq. 3) suivante pour le taux de recyclabilité :

$$R_{cyc} = \frac{\alpha_P m_P + \alpha_D m_D + \alpha_M m_M + \alpha_{Tr} m_{Tr}}{m_V} \quad (3)$$

Le but premier de ce travail est de garantir l'homologation recyclage des véhicules. Bien que la norme ISO 22628 ne soit pas représentative de la réalité, elle n'est que le reflet d'un potentiel de recyclage (la recyclabilité). Ainsi, dans le cadre de cet article, pour les raisons invoquées ci-dessus, nous considérons les options fin de vie des matières et éléments avec tous les coefficients α égaux à 1. De plus, nous utilisons la stratégie du constructeur qui donne la priorité au recyclage du polypropylène (PP) et du polyéthylène (PE) comme décrit dans le Tableau 18.

Tableau 18. Destinations fin de vie considérées dans cet article

	Taux de recyclage ou de réutilisation	Taux de valorisation énergétique
Éléments soumis à dépollution	100%	0%
Métaux	100%	0%
Polymères (sauf PP/PE)	0%	100%
PP/PE	100%	0%
MONM	0%	100%
Matières minérales	0%	0%
Autres	0%	0%

4.3 Problématique

4.3.1 Organisation de la conception de véhicules

Le processus de conception chez PSA est défini selon l'échelle des TRL (Technology Readiness Level) (Mankins, 2009) et se déroule en trois grandes phases : recherche, innovation, et projets

de développement des véhicules (Figure 40). La phase de recherche identifie les inventions potentiellement applicables à l'automobile. La phase d'innovation les sélectionne, les amène à maturité, et les prépare à leur intégration dans un projet véhicule. Un chef de projet innovation propose alors une sélection d'innovations à un chef de projet véhicule qui décide de prendre tout ou partie de la sélection. Certaines idées peuvent atterrir dans les projets d'innovation sans passer par la phase de recherche, voire dans les projets de développement des véhicules sans passer par les phases précédentes. De plus, les phases d'innovation et de projets de développement des véhicules sont structurellement indépendantes (Buet et al., 2011).

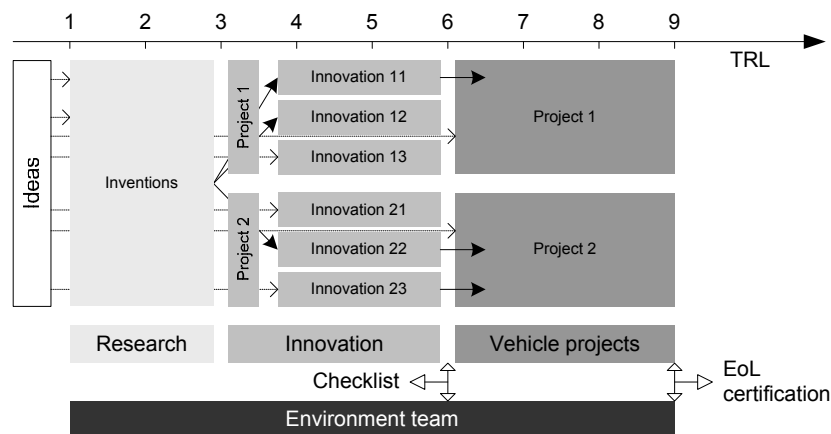


Figure 40. Représentation simplifiée du processus de conception

L'homologation sur la recyclabilité et la valorisabilité est effectuée à la fin des projets de développement des véhicules lorsque l'ensemble du BOM du véhicule a été collecté. A ce moment, il est trop tard pour émettre des préconisations afin d'augmenter la recyclabilité du véhicule, d'où l'intérêt d'agir plus en amont. L'environnement des projets de développement des véhicules est hyper-contraint : il y a peu de temps et peu de degrés de liberté. La phase de recherche est quant à elle avare en données car l'invention n'est pas définie à ce stade ; de plus, il n'est pas certain qu'elle soit embarquée sur un véhicule. Ainsi, pour assurer une quantité de données suffisantes et appréhender le risque réglementaire (Directive VHU, REACH, risque chimique...), une checklist a été mise en place aux TRL 5 et 6, c'est-à-dire lors de la validation du raccordement d'une innovation à un projet véhicule. Parmi les thèmes de contrôle est abordée la recyclabilité pour laquelle nous avons développé l'outil que nous présentons ici.

4.3.2 Le « Design for Recycling »

Notre problématique de recherche est de proposer un outil d'évaluation de l'impact d'une innovation sur les taux de recyclabilité et de valorisabilité d'un véhicule. Cet outil doit aider les

ingénieurs chargés de l'innovation à obtenir une tendance de cet impact et de piloter le risque réglementaire. Il est basé sur la mesure des évolutions des taux de recyclabilité et valorisabilité d'un véhicule lorsqu'une solution initiale est remplacée par une solution innovante. De plus, l'outil doit servir de base de communication entre le service « Environnement » et les équipes d'innovation : le développement et les tests sont réalisés par l'équipe écoconception, l'outil est utilisé en collaboration avec le pilote d'innovations et le pilote écoconception.

Pour appréhender les problématiques du recyclage en conception, de nombreuses méthodes et outils de design for recycling ont été développées. (Coppens et al., 2002) ont développé un outil quantitatif et une base de règles utilisés quand la conception du produit est majoritairement avancée, ce qui n'est pas le cas en innovation. (Tonnelier et al., 2005) ont proposé une méthode qualitative basée sur un questionnaire sous forme de diagrammes en arbre adapté aux phases amont, ce qui ne nous permet pas de piloter le risque réglementaire avec précision. Plusieurs autres auteurs ont développé des outils permettant de calculer les taux de recyclabilité des matières ou des composants avec précision (van Schaik, Reuter, 2007 ; Mathieux et al., 2008 ; Santini et al., 2010 ; Kuo, 2010 ; Froelich et al., 2007). Or les constructeurs possèdent déjà des outils permettant de calculer les taux de recyclabilité des véhicules en vue de leurs homologations ; ces outils permettraient d'améliorer la précision des calculs mais ne sont pas adaptés à l'innovation et au pilotage du risque réglementaire.

Nous proposons de reprendre l'étude de (Millet et al., 2012) en l'adaptant au contexte de l'innovation. Les contraintes associées sont les suivantes :

- L'homologation d'un véhicule est réalisée une fois que la conception est terminée, c'est-à-dire au moment où la composition en matière du véhicule est figée. *A contrario*, au début du projet d'innovation, le véhicule qui sera équipé de l'innovation est majoritairement non développé, ses taux de recyclabilité et de valorisabilité ne peuvent pas être calculés. Ceci cause une incertitude.
- Les filières de recyclage de l'innovation peuvent ne pas être identifiées, voire ne pas exister, en raison de la nouveauté de l'innovation, comme par exemple l'utilisation d'une nouvelle matière. La stratégie de fin de vie de l'innovation est donc difficilement définissable. L'outil doit ainsi permettre au pilote de l'innovation de simuler plusieurs variantes de l'innovation et plusieurs stratégies de fin de vie, afin d'une part, de déterminer quelle variante de l'innovation est la plus favorable à la valorisation, et

d'autre part, de comparer plusieurs méthodes de calcul des taux de recyclabilité et de valorisabilité.

4.4 Méthode de recherche

4.4.1 Formalisation de l'outil de calcul OSIRIS

Le but de l'outil OSIRIS (Outil de Simulation de l'Impact sur la Recyclabilité des Innovations) présenté ici est d'aider les ingénieurs du département Innovation à évaluer l'impact de leurs innovations sur les taux de recyclabilité et de valorisabilité d'un véhicule. Dans la première partie nous décrivons le point de vue modulaire adopté et définissons l'indicateur qui en découle. Dans la seconde partie nous expliquons comment les scénarios sont gérés de manière à pouvoir réaliser des comparaisons, et nous introduisons une hypothèse simplificatrice. Enfin, nous explorons dans la troisième partie l'extension à un système dans lequel un ensemble de modules innovants est embarqué sur le véhicule.

4.4.1.1 Le point de vue modulaire

Notre méthode emploie un point de vue modulaire : le véhicule est considéré comme l'assemblé ($V_{i \geq 0}$) d'une base fixe (A) et d'un module ($X_{i \geq 0}$) ; nous notons X_0 la solution initiale remplacée et $X_{i > 0}$ la variante i de la solution innovante remplaçante. Une variante i d'une solution innovante diffère d'une variante i' par sa masse et/ou sa composition matière ; ces deux variantes remplissent les mêmes fonctions mais découlent de choix de conception différents. Nous considérons que l'introduction de la solution n'a pas d'impact sur la base fixe. Chaque module est affecté d'un couple de paramètres $\{M_{module} ; \mathbf{R}_{module}\}$ où M_{module} est un réel positif représentant la masse du module, et \mathbf{R}_{module} est un vecteur de deux composantes réelles comprises entre 0 et 1 qui représentent les taux de recyclabilité et de valorisabilité du module : $\mathbf{R}_{module} = \begin{pmatrix} R_{cyc\ module} \\ R_{cov\ module} \end{pmatrix}$. Le schéma de la Figure 41 représente les notations décrites ci-dessus.

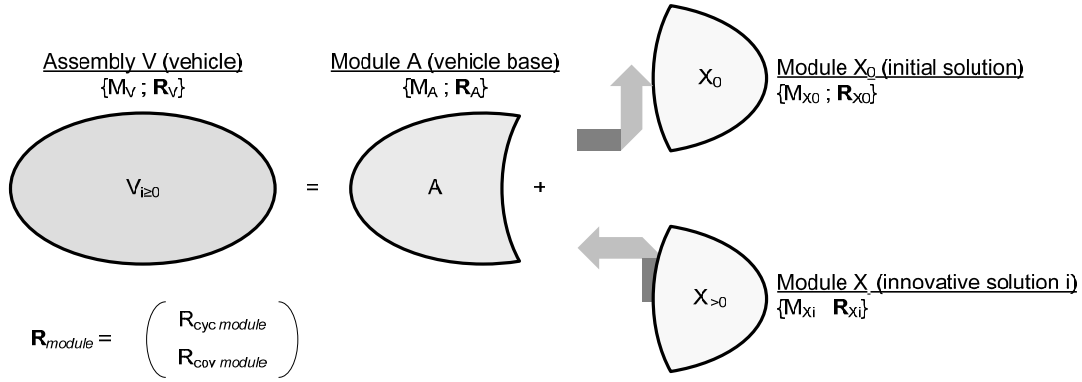


Figure 41. Représentation schématique du point de vue modulaire. Chaque module est représenté par une masse : M_{module} , et un vecteur de taux : $\mathbf{R}_{module} = \begin{pmatrix} R_{cyc\ module} \\ R_{cov\ module} \end{pmatrix}$. X_0 est le module de la solution initiale et $X_{i>0}$ sont les modules des variantes i de la solution innovante.

Le véhicule $V_{i \geq 0}$ est donc géré par le système d'équations (Eq. 4) suivant :

$$\begin{cases} M_{V_{i \geq 0}} = M_A + M_{X_{i \geq 0}} \\ \mathbf{R}_{V_{i \geq 0}} M_{V_{i \geq 0}} = \mathbf{R}_A M_A + \mathbf{R}_{X_{i \geq 0}} M_{X_{i \geq 0}} \end{cases} \quad (4)$$

Nous rappelons que notre but est de mesurer les évolutions des taux de recyclabilité et de valorisabilité lorsqu'une solution initiale X_0 est remplacée par une solution innovante $X_{i>0}$. Ceci se traduit par l'équation (Eq. 5) suivante :

$$\Delta \mathbf{R}_{V_{i>0}} = \mathbf{R}_{V_{i>0}} - \mathbf{R}_{V_0} \quad (5)$$

Ainsi, en utilisant le système d'équations (Eq. 3) nous obtenons :

$$\Delta \mathbf{R}_{V_{i>0}} = (\mathbf{R}_{X_{i>0}} - \mathbf{R}_A) \frac{M_{X_{i \geq 0}}}{M_{X_{i \geq 0}} + M_A} - (\mathbf{R}_{X_0} - \mathbf{R}_A) \frac{M_{X_0}}{M_{X_0} + M_A} \quad (6)$$

Dès lors, nous pouvons définir un premier indicateur qui est l'Impact d'un Module $X_{i \geq 0}$ sur les Taux de recyclabilité et de valorisabilité du véhicule $V_{i \geq 0}$ ($IMR_{X_{i \geq 0}/V}$) (Eq. 7) :

$$IMR_{X_{i \geq 0}/V} = (\mathbf{R}_{X_{i \geq 0}} - \mathbf{R}_A) \frac{M_{X_{i \geq 0}}}{M_{X_{i \geq 0}} + M_A} \quad (7)$$

Enfin, nous pouvons donc définir l'indicateur IMR relatif (Eq. 8) :

$$\Delta \mathbf{R}_{V_{i>0}} = \Delta IMR_{X_{i>0}/V} = IMR_{V_{i>0}} - IMR_{V_0} \quad (8)$$

Pour réaliser les calculs il est nécessaire de connaître les valeurs des paramètres en jeu. Alors que les masses sont des valeurs absolues indépendantes, les taux de recyclabilité et de

valorisabilité dépendent de la stratégie de fin de vie assignée au module. Pour cela, nous proposons de modéliser le problème par une gestion de scénarios.

4.4.1.2 Calculs des taux de recyclabilité et de valorisabilité

Le calcul des taux de recyclabilité et de valorisabilité découle directement de la définition d'une stratégie de fin de vie. Chaque IMR relatif dépend donc d'une variante $X_{i>0}$ de la solution innovante, et d'une stratégie de fin de vie j , et est ainsi défini par un scénario. Comparer des scénarios entre eux consiste donc à comparer plusieurs variantes et/ou plusieurs stratégies de fin de vie. L'IMR (Eq. 9) et l'IMR relatif (Eq. 10) s'écrivent donc de la manière suivante :

$$IMR_{X_{i \geq 0}/V}^j = \left(R_{X_{i \geq 0}/V}^j - R_A \right) \frac{M_{X_{i \geq 0}}}{M_{X_{i \geq 0}} + M_A} \quad (9)$$

$$\Delta IMR_{X_{i > 0}/V}^j = IMR_{X_{i > 0}/V}^j - IMR_{X_0/V}^j \quad (10)$$

Nous émettons ici une hypothèse simplificatrice pour diminuer le nombre de calculs parce que le développement du projet véhicule n'est pas majoritairement avancé :

Muni de sa solution initiale, le véhicule complet est supposé répondre au moins aux objectifs de la directive européenne sur les VHU, c'est-à-dire qu'il atteint au moins un taux de recyclabilité de 85% et un taux de valorisabilité de 95%.

Cette hypothèse porte sur le vecteur R_A de l'IMR. Le système d'équations (Eq. 3) permet d'exprimer R_{V_0} en fonction de R_A et de R_{X_0} (Eq. 11):

$$R_{V_0} = \frac{R_A M_A + R_{X_0} M_{X_0}}{M_{V_0}} \quad (11)$$

Soit α le vecteur dont les coordonnées sont les taux objectifs de recyclabilité et de valorisabilité définis par la directive européenne : $\alpha = \begin{pmatrix} \alpha_{cyc} \\ \alpha_{cov} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 85\% \\ 95\% \end{pmatrix}$. L'hypothèse simplificatrice offre trois choix possibles :

- Soit la base fixe est considérée comme répondant exactement aux objectifs de la directive, dans ce cas : $R_A = \alpha$, (h1)
- Soit le véhicule complet est considéré comme répondant exactement aux objectifs de la directive, dans ce cas : $R_{V_0} = \alpha$ (h2)

- Soit les deux hypothèses sont possibles et une contrainte doit être trouvée pour faire un choix entre les deux : $R_A = \alpha$ ou $R_{V_0} = \alpha$ (h1)+(h2)

Pour connaître la meilleure hypothèse, nous réalisons une analyse d'erreur. Nous utilisons les notations suivantes :

- $R_{V_0}^*$ est le vecteur de coordonnées les taux réels de recyclabilité et de valorisabilité,
- $R_{V_0}^{(h1)}$ est le vecteur de coordonnées les taux de recyclabilité et de valorisabilité estimés avec l'hypothèse (h1),
- $R_{V_0}^{(h2)}$ est le vecteur de coordonnées les taux de recyclabilité et de valorisabilité estimés avec l'hypothèse (h2).

L'erreur $\epsilon^{(h1)}$ commise avec l'hypothèse (h1) et l'erreur $\epsilon^{(h2)}$ commise avec l'hypothèse (h2), par rapport au calcul réel de l'IMR relatif, sont calculées dans les équations (Eq. 12) et (Eq. 13).

Pour simplifier les notations, nous notons $|X|$ le vecteur dont les coordonnées sont les valeurs absolues des coordonnées du vecteur X : $X = \begin{pmatrix} x_1 \\ x_2 \end{pmatrix} \Rightarrow |X| = \begin{pmatrix} |x_1| \\ |x_2| \end{pmatrix}$

$$\epsilon^{(h1)} = \left| \Delta IMR_{X_{i>0}/V}^{(h1)} - \Delta IMR_{X_{i>0}/V}^* \right| = \left| \left(R_{V_0}^* - R_{V_0}^{(h1)} \right) \frac{M_{X_{i>0}} - M_{X_0}}{M_A + M_{X_{i>0}}} \right| \quad (12)$$

$$\epsilon^{(h2)} = \left| \Delta IMR_{X_{i>0}/V}^{(h2)} - \Delta IMR_{X_{i>0}/V}^* \right| = \left| \left(R_{V_0}^* - R_{V_0}^{(h2)} \right) \frac{M_{X_{i>0}} - M_{X_0}}{M_A + M_{X_{i>0}}} \right| \quad (13)$$

La meilleure hypothèse sera déterminée en analysant le signe de la différence des composantes des vecteurs d'erreurs $\epsilon^{(h1)}$ et $\epsilon^{(h2)}$ (Eq. 14).

$$\epsilon^{(h2)} - \epsilon^{(h1)} = \left| \frac{M_{X_{i>0}} - M_{X_0}}{M_A + M_{X_{i>0}}} \right| \left[\left| R_{V_0}^* - R_{V_0}^{(h2)} \right| - \left| R_{V_0}^* - R_{V_0}^{(h1)} \right| \right] \quad (14)$$

A l'aide de l'équation (11), l'analyse du signe de la différence des composantes des vecteurs d'erreurs de l'équation (14) donne les résultats suivants :

Pour la recyclabilité :

- Si $0 \leq R_{cyc} X_0 \leq \alpha_{cyc}$ alors $\epsilon_{cyc}^{(h2)} \leq \epsilon_{cyc}^{(h1)}$ (C1)
- Si $\alpha_{cyc} < R_{cyc} X_0 \leq 1$ alors

$$\circ \text{ Si } \alpha_{cyc} \leq R_{cyc}^* v_0 \leq \alpha_{cyc} + \frac{1}{2} IMR_{cyc X_0/V}^{(h1)} \text{ alors } \varepsilon_{cyc}^{(h2)} \leq \varepsilon_{cyc}^{(h1)} \quad (C2)$$

$$\circ \text{ Si } \alpha_{cyc} + \frac{1}{2} IMR_{cyc X_0/V}^{(h1)} < R_{cyc}^* v_0 \leq 1 \text{ alors } \varepsilon_{cyc}^{(h1)} \leq \varepsilon_{cyc}^{(h2)} \quad (C3)$$

L' $IMR_{cyc X_0/V}^{(h1)}$ tend vers 0 si le taux de recyclabilité de la solution initial se rapproche de α_{cyc} et/ou si la masse de la solution initiale est très petite au regard de la masse du véhicule muni de la solution initiale. Ainsi, pour des innovations de faibles masses par rapport au reste du véhicule, nous pouvons considérer que la probabilité que le cas (C2) apparaisse est très faible et que le signe de la différence des abscisses des erreurs (Eq. 14) ne dépende que de la valeur du taux de recyclabilité de la solution initiale.

Nous supposons donc que les composantes des vecteurs R_A et R_{V_0} sont fixées en utilisant **les deux hypothèses (h1)+(h2)** de la manière suivante :

- Pour la recyclabilité :
 - Si $0 \leq R_{cyc X_0} \leq \alpha_{cyc}$ alors $R_{cyc V_0} = \alpha_{cyc}$
 - Si $\alpha_{cyc} < R_{cyc X_0} \leq 1$ alors $R_{cyc A} = \alpha_{cyc}$
- Pour la valorisabilité (ordonnées) :
 - Si $0 \leq R_{cov X_0} \leq \alpha_{cov}$ alors $R_{cov V_0} = \alpha_{cov}$
 - Si $\alpha_{cov} < R_{cov X_0} \leq 1$ alors $R_{cov A} = \alpha_{cov}$

4.4.1.3 Cumul d'innovations

L'outil OSIRIS présenté ci-dessus est applicable à un lot d'innovations susceptibles d'être embarquées sur un véhicule (Figure 42). Le point de vue adopté ici est de considérer l'ensemble de solutions comme un module composé d'une somme de sous-modules (les solutions). Dès lors, le raisonnement pour calculer les taux de la base commune est le même.

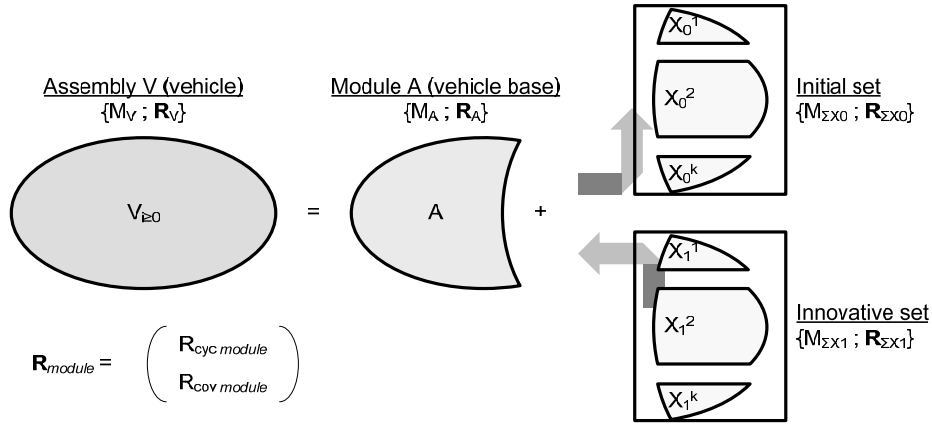


Figure 42. Représentation schématique du point de vue modulaire pour un module de solutions. Les modules de solutions sont représentés par une somme de sous-modules de solutions qui sont symbolisés par l'exposant k .

Dans la Figure 42, les différentes solutions sont représentées par l'exposant k , l'ensemble de solutions initiales est symbolisé par $\sum_k X_0^k$, et l'ensemble de solutions innovantes par $\sum_k X_1^k$. Nous obtenons l'impact d'un ensemble de solutions innovantes de la manière suivante (Eq. 15) :

$$\Delta IMR_{\sum_k X_1^k/V}^j = IMR_{\sum_k X_1^k/V}^j - IMR_{\sum_k X_0^k/V}^j = \left(\frac{\sum_k R_{X_1^k}^j M_{X_1^k}}{\sum_k M_{X_1^k}} - R_A \right) \frac{\sum_k M_{X_1^k}}{M_A + \sum_k M_{X_1^k}} - \left(\frac{\sum_k R_{X_0^k}^j M_{X_0^k}}{\sum_k M_{X_0^k}} - R_A \right) \frac{\sum_k M_{X_0^k}}{M_A + \sum_k M_{X_0^k}} \quad (15)$$

4.4.2 Protocole expérimental

Dans la première expérimentation, nous mettons à l'épreuve l'hypothèse simplificatrice (h1)+(h2) pour justifier l'intérêt de fixer le taux de recyclabilité de la base commune en fonction de la valeur du taux de recyclabilité du module initial. Nous fixons $M_A = 1000 \text{ kg}$. Nous réalisons deux séries de trois simulations ; pour chaque simulation de la série, le taux de recyclabilité réel du véhicule initial diffère :

- Simulation 1 : $R_{cyc\ v_0}^* = 85,0\%$
- Simulation 2 : $R_{cyc\ v_0}^* = 86,5\%$
- Simulation 3 : $R_{cyc\ v_0}^* = 88,0\%$

Dans la première série nous testons l'hypothèse (h1) en générant des modules initiaux dont les taux de recyclabilité sont compris entre 0% et 85%. Nous comparons alors les erreurs commises

avec l'hypothèse (h1) et l'hypothèse (h1)+(h2). Dans la deuxième série nous testons l'hypothèse (h2) en générant des modules initiaux dont les taux de recyclabilité sont compris entre 85% et 100%. Nous comparons alors les erreurs commises avec l'hypothèse (h2) et l'hypothèse (h1)+(h2). Les écart-types sont soumis à un test de Fisher (F-Test) qui donne la probabilité qu'il n'y ait pas de différence significative entre les variances des deux ensembles de données. De même pour les moyennes, nous utilisons un test de Student (T-Test).

Dans la seconde expérimentation nous analysons l'effet du taux de recyclabilité réel du véhicule initial sur l'erreur commise avec l'hypothèse (h1)+(h2). Nous reprenons le module de base et les trois taux de recyclabilité du véhicule initial de la première expérimentation. Nous définissons alors un domaine de validité en calculant la longueur de l'intervalle de dispersion à 99% définie par six fois l'écart-type, que nous comparons avec la longueur de l'intervalle d'incertitude fixée à 0,20%. Nous représentons également le taux d'accroissement des écart-types en fonction du taux de recyclabilité réel du véhicule initial pour mettre en relief la « vitesse » à laquelle le domaine de validité est dépassé.

Dans la troisième expérimentation nous analysons l'impact d'une motorisation hybride en la décomposant en quatre modules. Le premier but est alors de calculer l'impact des modules pris séparément, puis de l'ensemble des quatre modules. Le deuxième but est de comparer deux options de fin de vie la batterie électrique : dans le premier cas, elle est considérée comme 100% recyclable, dans le deuxième cas, une option de fin de vie est attribuée à chaque matière qui la compose. Nous comparons alors les résultats estimés avec les valeurs réelles des impacts calculées sans l'hypothèse simplificatrice.

Comme nous l'avons décrit dans la partie précédente, une solution est représentée par sa masse et ses taux de recyclabilité et de valorisabilité. Dans cet article, nous ne testons que le taux de recyclabilité car les résultats sont similaires avec le taux de valorisabilité. Pour tester l'outil OSIRIS, nous utilisons des simulations permettant de générer aléatoirement des couples {solution initiale ; solution innovante}. La procédure d'une simulation est la suivante :

- 1) Définition d'un véhicule initial : masse M_A et taux de recyclabilité réel $R_{cyc V_0}^*$. D'après les calculs d'homologation effectués, les taux de recyclabilité réels des véhicules sont compris entre 85% et 88%. L'intervalle d'incertitude est défini par les valeurs des impacts relatifs calculés avec ces taux extrêmes du véhicule initial.

- 2) Génération de 8000 couples aléatoires {solution initiale (X_0) ; solution innovante (X_1)} afin d'avoir un éventail de couples avec plusieurs différences de masses :
 - a) $R_{cyc X_0}$ et $R_{cyc X_1}$ sont des réels générés aléatoirement dans l'intervalle $[0; 1]$
 - b) M_{X_0} est un entier généré aléatoirement dans l'intervalle $\llbracket 0; 350 \rrbracket$
 - c) M_{X_1} est un entier généré aléatoirement dans l'intervalle $\llbracket 1; 350 \rrbracket$
 - d) Calcul de la différence absolue de masses $|M_{X_1} - M_{X_0}|$ classement des différences dans des intervalles du type $[20k; 20(k + 1)[$, $k \in \llbracket 0; 7 \rrbracket$.
- 3) Calculs des taux de recyclabilité estimés de la base commune $R_{cyc A}$ et du véhicule initial $R_{cyc V_0}$ à l'aide de l'hypothèse simplificatrice.
- 4) Sélection des couples répondant aux critères suivants :
 - a) $R_{cyc A} \in [0; 1]$
 - b) $R_{cyc A}^* \in [0; 1]$
- 5) Calculs des IMR relatifs estimés avec l'hypothèse simplificatrice et des IMR relatifs réels avec $R_{cyc V_0} = R_{cyc V_0}^*$
- 6) Calcul des erreurs absolues entre les IMR relatifs estimés et les IMR relatifs réels : $\varepsilon = |\Delta IMR_{X_1/V} - \Delta IMR_{X_0/V}^*|$
- 7) Calcul de la moyenne et de l'écart-type de la distribution d'erreurs par intervalle de masse.

4.5 Résultats expérimentaux

4.5.1 Validation de l'hypothèse simplificatrice

Dans cette expérimentation, nous supposons $M_A = 1000 \text{ kg}$. La première simulation consiste à tester les hypothèses (h1) et (h1)+(h2) sur trois taux de recyclabilité réel du véhicule : 85,0%, 86,5%, et 88,0%, avec le taux de recyclabilité de la solution initiale inférieur à 85%. Les résultats sont donnés dans Tableau 19.

Tableau 19. Synthèse des résultats des simulations réalisées pour tester l'hypothèse (h1) et la comparer avec l'hypothèse (h1)+(h2). Le taux de recyclabilité de la solution initiale est aléatoirement généré dans l'intervalle [0% ; 85%].

Taux de recyclabilité réel du véhicule initial	Intervalles de différences de masses	Hypothèse (h1)		Hypothèse (h1)+(h2)		F-Test	T-Test
		<i>Ecart-type</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Moyenne</i>		
85,0%	[0;20[0,04%	0,03%	0,00%	0,00%	-	0,00%
	[20;40[0,08%	0,11%	0,00%	0,00%	-	0,00%
	[40;60[0,14%	0,20%	0,00%	0,00%	-	0,00%
	[60;80[0,20%	0,28%	0,00%	0,00%	-	0,00%
	[80;100[0,26%	0,37%	0,00%	0,00%	-	0,00%
	[100;120[0,33%	0,44%	0,00%	0,00%	-	0,00%
	[120;140[0,40%	0,51%	0,00%	0,00%	-	0,00%
86,5%	[140;160[0,48%	0,62%	0,00%	0,00%	-	0,00%
	[0;20[0,04%	0,05%	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%
	[20;40[0,08%	0,14%	0,01%	0,04%	0,00%	0,00%
	[40;60[0,13%	0,25%	0,01%	0,06%	0,00%	0,00%
	[60;80[0,19%	0,34%	0,01%	0,09%	0,00%	0,00%
	[80;100[0,23%	0,44%	0,01%	0,12%	0,00%	0,00%
	[100;120[0,30%	0,55%	0,01%	0,14%	0,00%	0,00%
88,0%	[120;140[0,35%	0,65%	0,01%	0,17%	0,00%	0,00%
	[140;160[0,42%	0,72%	0,02%	0,19%	0,00%	0,00%
	[0;20[0,04%	0,06%	0,01%	0,03%	0,00%	0,00%
	[20;40[0,08%	0,18%	0,02%	0,08%	0,00%	0,00%
	[40;60[0,12%	0,29%	0,02%	0,13%	0,00%	0,00%
	[60;80[0,17%	0,41%	0,02%	0,18%	0,00%	0,00%
	[80;100[0,22%	0,54%	0,02%	0,23%	0,00%	0,00%
[100;120[0,27%	0,64%	0,02%	0,28%	0,00%	0,00%	
[120;140[0,32%	0,77%	0,03%	0,33%	0,00%	0,00%	
[140;160[0,36%	0,85%	0,03%	0,38%	0,00%	0,00%	

Les résultats des F-Test et des T-Test montrent que les variances et moyennes des erreurs commises avec l'hypothèse (h1) et l'hypothèse (h1)+(h2) sont significativement différentes pour chaque intervalle de différences de masse. Les moyennes et écart-types de l'hypothèse (h1)+(h2) sont inférieurs à ceux de l'hypothèse (h1). Nous confirmons donc que pour des taux de recyclabilité de la solution initiale inférieurs à 85%, l'hypothèse (h1)+(h2) est la meilleure.

La seconde simulation consiste à tester les hypothèses (h2) et (h1)+(h2) sur trois taux de recyclabilité réel du véhicule : 85,0%, 86,5%, et 88,0%, avec le taux de recyclabilité de la solution initiale supérieur à 85%. Les résultats sont donnés dans le Tableau 20.

Tableau 20. Synthèse des résultats de la simulation réalisée pour tester l'hypothèse (h2) et la comparer avec l'hypothèse (h1)+(h2). Le taux de recyclabilité de la solution initiale est aléatoirement généré dans l'intervalle [85% ; 100%].

Taux de recyclabilité réel du véhicule initial	Intervalles de différences de masses	Hypothèse (h2)		Hypothèse (h1)+(h2)		F-Test	T-Test
		Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne		
85,0%	[0;20[0,00%	0,00%	0,01%	0,01%	-	0,00%
	[20;40[0,00%	0,00%	0,02%	0,03%	-	0,00%
	[40;60[0,00%	0,00%	0,03%	0,05%	-	0,00%
	[60;80[0,00%	0,00%	0,05%	0,07%	-	0,00%
	[80;100[0,00%	0,00%	0,06%	0,09%	-	0,00%
	[100;120[0,00%	0,00%	0,08%	0,11%	-	0,00%
	[120;140[0,00%	0,00%	0,10%	0,13%	-	0,00%
86,5%	[140;160[0,00%	0,00%	0,12%	0,15%	-	0,00%
	[0;20[0,01%	0,01%	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%
	[20;40[0,01%	0,04%	0,01%	0,02%	0,00%	0,00%
	[40;60[0,01%	0,06%	0,02%	0,04%	0,00%	0,00%
	[60;80[0,01%	0,09%	0,03%	0,05%	0,00%	0,00%
	[80;100[0,01%	0,11%	0,04%	0,06%	0,00%	0,00%
	[100;120[0,01%	0,14%	0,04%	0,08%	0,00%	0,00%
[120;140[0,01%	0,17%	0,05%	0,09%	0,00%	0,00%	
88,0%	[140;160[0,02%	0,19%	0,06%	0,11%	0,00%	0,00%
	[0;20[0,01%	0,03%	0,01%	0,02%	0,00%	0,00%
	[20;40[0,02%	0,08%	0,03%	0,05%	0,00%	0,00%
	[40;60[0,02%	0,13%	0,04%	0,09%	0,00%	0,00%
	[60;80[0,02%	0,18%	0,05%	0,12%	0,00%	0,00%
	[80;100[0,02%	0,23%	0,07%	0,14%	0,00%	0,00%
	[100;120[0,03%	0,28%	0,08%	0,18%	0,00%	0,00%
[120;140[0,03%	0,33%	0,09%	0,22%	0,00%	0,00%	
	[140;160[0,03%	0,38%	0,11%	0,25%	0,00%	0,00%

Les résultats des F-Test et des T-Test montrent que les variances et moyennes des erreurs commises avec l'hypothèse (h2) et l'hypothèse (h1)+(h2) sont significativement différentes pour chaque intervalle de différences de masse. Les écart-types de l'hypothèse (h1)+(h2) sont supérieurs à ceux de l'hypothèse (h1). En revanche, les moyennes de l'hypothèse (h1)+(h2) sont inférieures à celles de l'hypothèse (h1) sauf pour le cas où le taux de recyclabilité réel du véhicule initial est égal à 85%. Nous sommes donc dans le cas (C2), et nous situons la limite de ce cas autour d'un taux de recyclabilité réel du véhicule initial égal à 85,7% (voir Tableau 21) : en effet, les valeurs du T-Test montrent que les différences des moyennes ne sont pas significatives.

Tableau 21. Synthèse des résultats de la simulation réalisée pour déterminer la limite du cas (C2). Les moyennes des erreurs des hypothèses (h2) et (h1)+(h2) ne sont pas significativement différentes au regard des résultats du T-Test.

Taux de recyclabilité réel du véhicule initial	Intervalles de différences de masses	Hypothèse (h2)		Hypothèse (h1)+(h2)		T-Test
		Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	
85,7%	[0;20[0,00%	0,01%	0,01%	0,01%	77,87%
	[20;40[0,00%	0,02%	0,02%	0,02%	74,51%
	[40;60[0,00%	0,03%	0,02%	0,03%	55,77%
	[60;80[0,00%	0,04%	0,04%	0,04%	4,21%
	[80;100[0,01%	0,05%	0,05%	0,05%	57,52%
	[100;120[0,01%	0,07%	0,06%	0,07%	88,44%
	[120;140[0,01%	0,08%	0,07%	0,08%	52,73%
	[140;160[0,01%	0,09%	0,08%	0,10%	2,24%

Pour conclure cette première expérimentation, nous avons montré que les moyennes des erreurs commises avec (h1)+(h2) sont inférieures aux erreurs commises avec l'une ou l'autre hypothèse prise indépendamment, sauf lorsque le taux de recyclabilité réel du véhicule initial est dans le cas (C2). En revanche, les écart-types de l'hypothèse (h2) sont supérieurs à ceux de l'hypothèse (h1)+(h2). Dès lors, il est préférable d'utiliser l'hypothèse (h1)+(h2) tout en vérifiant que la limite du domaine de validité, que nous représentons dans l'expérimentation 2, n'est dépassée.

4.5.2 Définition du domaine de validité

L'hypothèse (h1)+(h2) est utilisée dans les simulations réalisées dans cette sous-section. Sur la Figure 43 sont représentées les moyennes pour trois taux de recyclabilité réels du véhicule initial en fonction des intervalles de différence massique des solutions. Sur la Figure 44 sont représentées les longueurs de l'intervalle de dispersion à 99%, définies comme étant égales à six fois l'écart-type, en fonction des trois mêmes taux de recyclabilité réel du véhicule initial et des intervalles de différence massique.

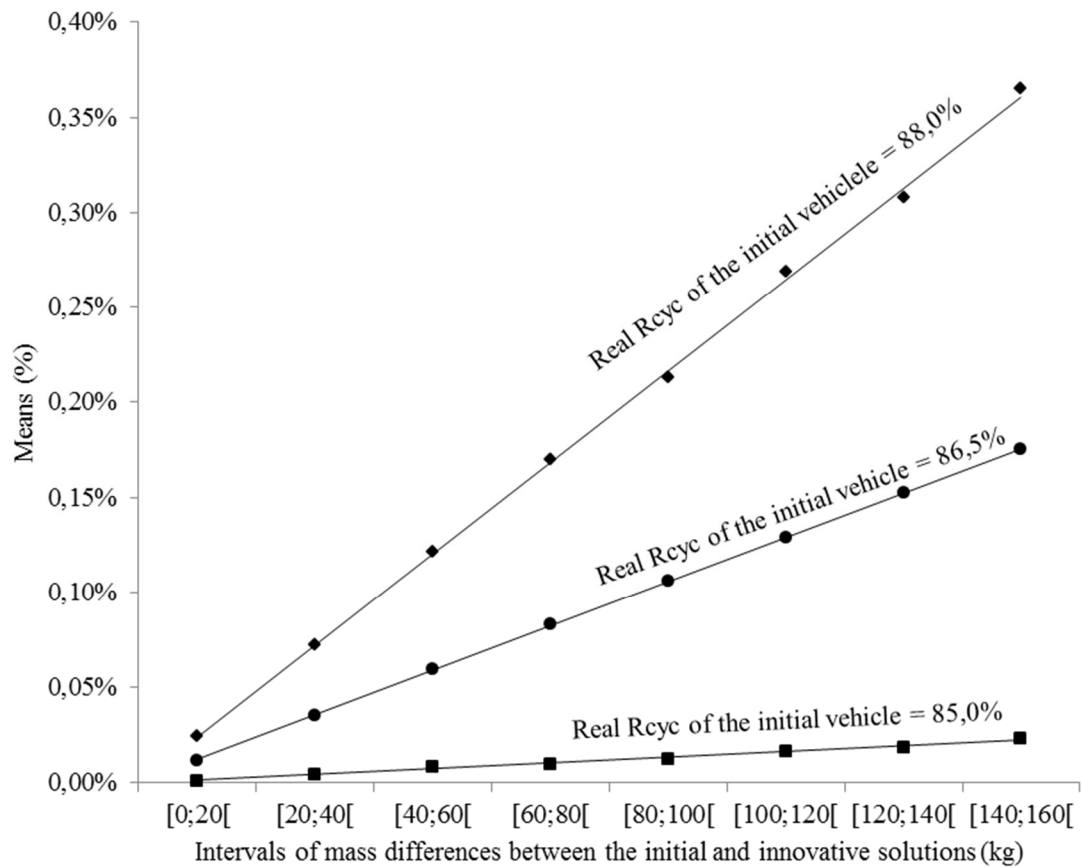


Figure 43. Effet des différences de masse entre solutions initiale et innovante sur la moyenne des erreurs commises avec l'hypothèse (h1)+(h2) pour des taux de recyclabilité réel du véhicule initial.

Nous remarquons que la moyenne des erreurs est proportionnelle à la différence de masses entre modules initial et innovant. De surcroît, le taux d'accroissement des moyennes des erreurs est proportionnel au taux de recyclabilité réel du véhicule initial.

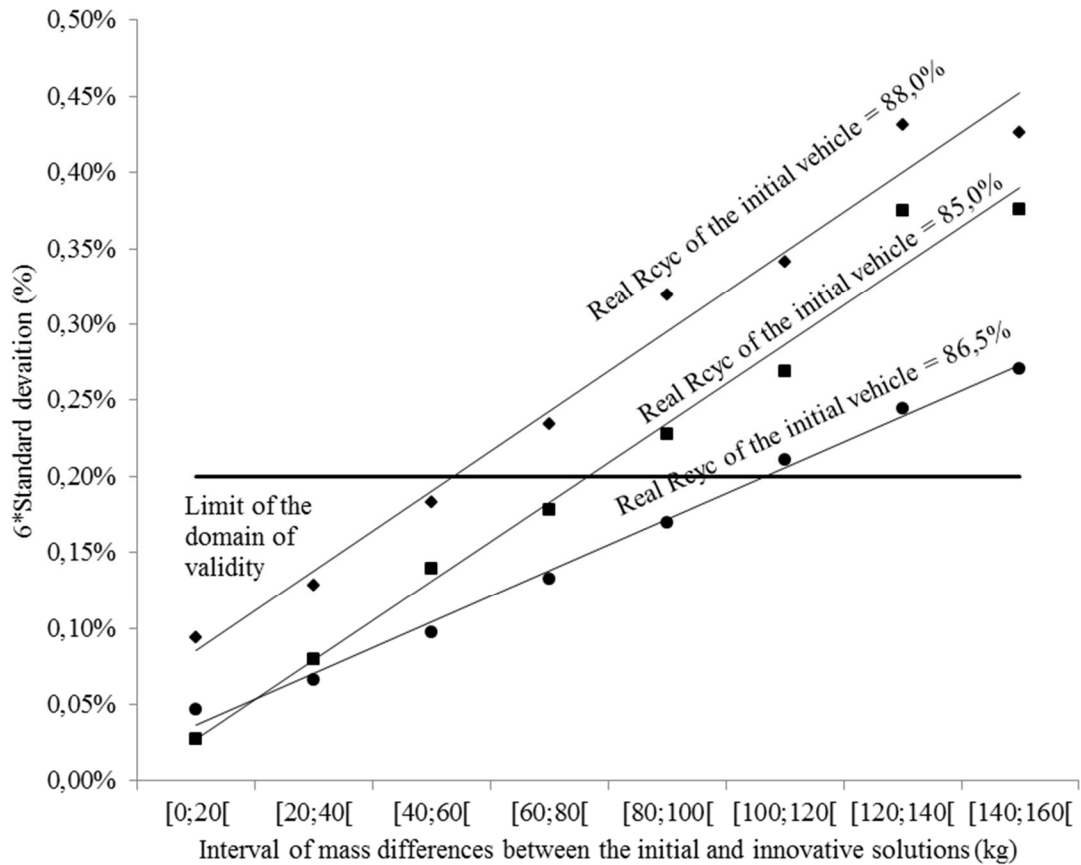


Figure 44. Effet des différences de masse entre solutions initiale et innovante sur la longueur de l'intervalle de dispersion à 99% des erreurs commises avec l'hypothèse (h1)+(h2) pour des taux de recyclabilité réel du véhicule initial.

De la même manière que les moyennes, on remarque que plus l'écart entre les masses des solutions initiale et innovante est grand, plus la longueur de l'intervalle de dispersion à 99% augmente. Il est néanmoins impossible de conclure sur l'influence du taux de recyclabilité réel du véhicule initial sur le taux d'accroissement des écart-types. Pour ce faire, nous représentons sur la Figure 45 la variation de la valeur du coefficient directeur des régressions linéaires de la Figure 44 en fonction du taux de recyclabilité réel du véhicule initial.

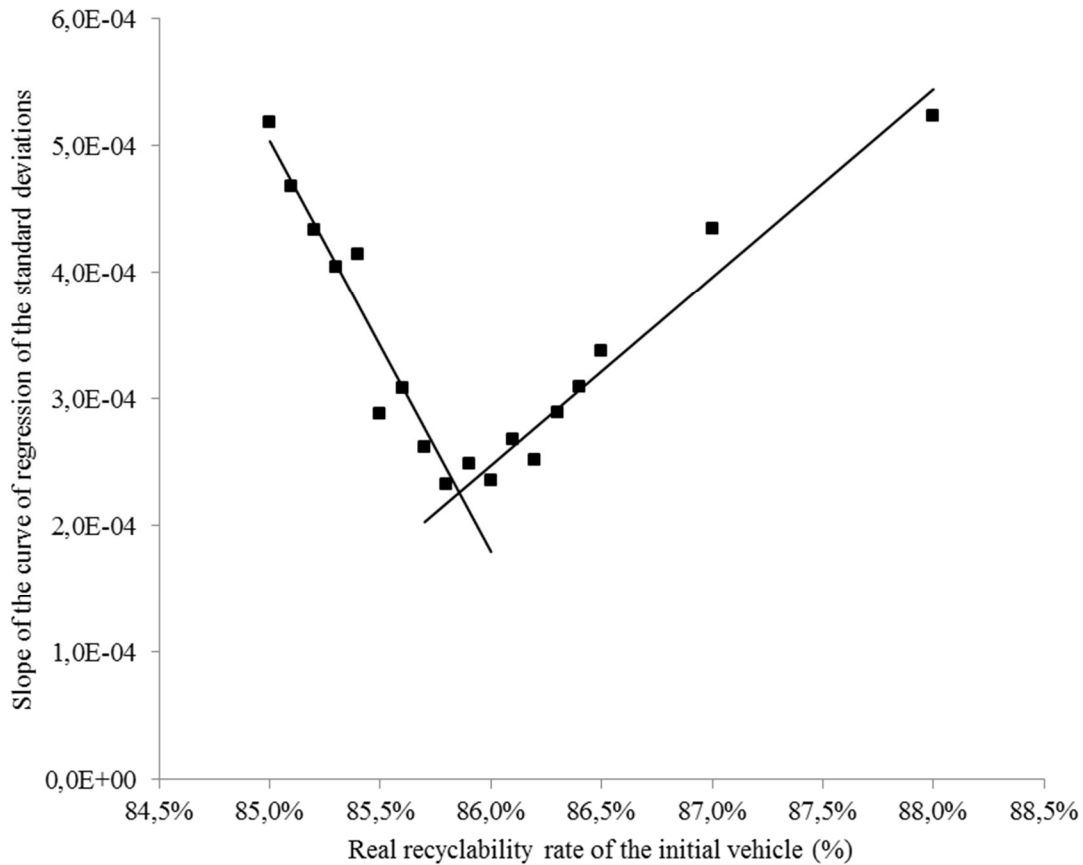


Figure 45. Effet du taux de recyclabilité réel du véhicule initial sur la valeur du coefficient directeur des courbes de régression linéaire des écart-types.

Nous remarquons que plus le taux de recyclabilité réel du véhicule initial augmente, plus le coefficient directeur diminue, jusqu'à un certain point situé entre 85,8% et 85,9%. Il augmente par la suite. Cette variation est due au passage du cas (C2) au cas (C3), c'est-à-dire du cas où l'hypothèse (h2) est la meilleure au cas où l'hypothèse (h1) est la meilleure. Les taux de recyclabilité réels extrême (85% et 88%) ont le coefficient directeur le plus grand, donc sont ceux pour lesquelles les longueurs des intervalles de dispersion à 99% atteindront le plus rapidement la limite de validité d'OSIRIS.

Le Tableau 22 et le Tableau 23 comparent les effets de la masse de la base commune sur respectivement la moyenne et la longueur de l'intervalle à 99% des erreurs. Nous mettons ici en relief que ces deux paramètres sont inversement proportionnels à la masse de la base commune, c'est-à-dire proportionnels à la fraction massique du module initial ou innovant du véhicule.

Tableau 22. Comparatif des moyennes des erreurs pour des masses de base fixes de 700, 1000 et 1300 kg

Taux de recyclabilité réel du véhicule initial (%)	85,0%			86,5%			88,0%		
	700	1000	1300	700	1000	1300	700	1000	1300
Masse de la base commune (kg)									
[0;20[0,00%	0,00%	0,00%	0,02%	0,01%	0,01%	0,03%	0,02%	0,02%
[20;40[0,01%	0,00%	0,00%	0,05%	0,04%	0,03%	0,10%	0,07%	0,06%
[40;60[0,02%	0,01%	0,00%	0,08%	0,06%	0,05%	0,16%	0,12%	0,10%
[60;80[0,02%	0,01%	0,01%	0,11%	0,08%	0,07%	0,22%	0,17%	0,14%
[80;100[0,02%	0,01%	0,01%	0,15%	0,11%	0,08%	0,28%	0,21%	0,18%
[100;120[0,04%	0,02%	0,01%	0,18%	0,13%	0,10%	0,35%	0,27%	0,21%
[120;140[0,04%	0,02%	0,01%	0,20%	0,15%	0,12%	0,40%	0,31%	0,25%
[140;160[0,05%	0,02%	0,02%	0,23%	0,18%	0,14%	0,45%	0,36%	0,29%

Tableau 23. Comparatif des longueurs des intervalles de dispersion à 99% des erreurs pour des masses de base fixes de 700, 1000 et 1300 kg

Taux de recyclabilité réel du véhicule initial (%)	85,0%			86,5%			88,0%		
	700	1000	1300	700	1000	1300	700	1000	1300
Masse de la base commune (kg)									
[0;20[0,06%	0,03%	0,02%	0,06%	0,05%	0,04%	0,12%	0,09%	0,07%
[20;40[0,16%	0,08%	0,06%	0,10%	0,07%	0,05%	0,19%	0,13%	0,09%
[40;60[0,27%	0,14%	0,08%	0,14%	0,10%	0,08%	0,31%	0,18%	0,12%
[60;80[0,38%	0,18%	0,10%	0,18%	0,13%	0,10%	0,39%	0,23%	0,14%
[80;100[0,39%	0,23%	0,13%	0,24%	0,17%	0,13%	0,49%	0,32%	0,18%
[100;120[0,59%	0,27%	0,20%	0,31%	0,21%	0,15%	0,56%	0,34%	0,21%
[120;140[0,66%	0,37%	0,23%	0,35%	0,24%	0,18%	0,73%	0,43%	0,30%
[140;160[0,86%	0,38%	0,27%	0,40%	0,27%	0,20%	0,84%	0,43%	0,31%

On conclut donc sur cette expérimentation en affirmant que plus la différence de masse entre les solutions initiale et innovante est petite, moins l'erreur et la dispersion des erreurs sont grandes.

4.5.3 Application sur une motorisation hybride

Dans cette expérimentation, nous proposons de comparer l'impact d'une motorisation hybride sur les taux de recyclabilité et valorisabilité d'un véhicule afin de mettre OSIRIS à l'épreuve sur un module imposant. Nous évaluons l'impact de la technologie Hybrid 4 où un moteur électrique alimenté par une batterie NiMH est installé sur l'essieu arrière (Figure 46).

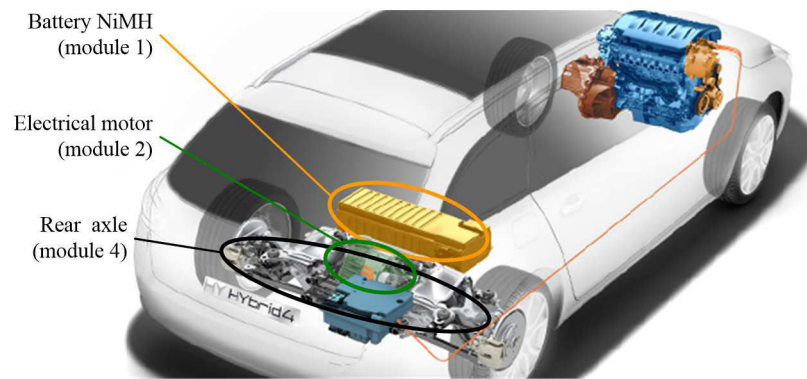


Figure 46. Représentation schématique d'une motorisation hybride : le moteur thermique (bleu foncé) tracte les roues avant et le moteur électrique (vert) propulse les roues arrière. L'essieu arrière (gris) est modifié pour accueillir notamment la machine électrique qui est alimentée par une batterie NiMH (jaune clair).

Nous disposons pour cela des bilans masse/matière du véhicule initial et du véhicule muni de la motorisation hybride. Nous identifions les produits communs aux deux véhicules et ceux qui sont spécifiques. Nous les classons en quatre modules :

- Module 1 : batterie NiMH – uniquement sur le véhicule muni de la solution innovante ;
- Module 2 : machine électrique de traction – uniquement sur le véhicule muni de la solution innovante ;
- Module 3 : train arrière – classique sur le véhicule muni de la solution initiale et adapté sur le véhicule muni de la solution innovante ;
- Module 4 : reste du périmètre variant.

Nous définissons également deux options de fin de vie. Dans la première, la batterie NiMH est considérée comme complètement recyclable, tandis que dans la deuxième, sa composition matière est détaillée et une option fin de vie pour chaque matière lui est appliquée. Les masses, taux de recyclabilité et de valorisabilité réels sont synthétisés dans le Tableau 24.

Tableau 24. Synthèse des valeurs réelles des masses et taux de recyclabilité et de valorisabilité des modules, de l'ensemble des modules, et des véhicules. Seuls le module 1, le module 1-4, et le véhicule complet ont des différences entre les options de fin de vie

	Véhicule muni de la solution initiale			Véhicule muni de la solution innovante				
	Masse (kg)	Rcyc (%)	Rcov (%)	Masse (kg)	Rcyc (%)		Rcov (%)	
					Option 1	Option 2	Option 1	Option 2
Module 1	-	-	-	50,64	100,00%	69,40%	100,00%	84,57%
Module 2	-	-	-	28,94	97,13%	97,13%	99,96%	99,96%
Module 3	76,76	98,05%	100,00%	111,33	98,41%	98,41%	100,00%	100,00%
Module 4	333,56	90,70%	98,21%	370,70	89,72%	89,72%	98,80%	98,80%
Module 1-4	410,32	92,08%	98,54%	561,61	92,75%	89,99%	99,21%	97,81%
Base commune	1224,53	83,12%	96,39%	1224,53	83,12%	83,12%	96,39%	96,39%
Véhicule complet	1634,85	85,37%	96,93%	1786,14	86,15%	85,28%	97,28%	96,24%

Le Tableau 25 synthétise les résultats estimés avec OSIRIS et les résultats réels calculés en prenant les taux de recyclabilité et de valorisabilité réels du véhicule initial égaux respectivement à 85,37% et à 96,93%. Sont également représentées l'erreur commise entre l'estimé et le réel, et la longueur de l'intervalle d'incertitude. Ces deux dernières données sont représentées respectivement sur la Figure 47 et la Figure 48. On note que les erreurs des modules 1 à 4 sont proches des moyennes de la simulation, et les longueurs de leurs intervalles d'incertitude figurent dans le domaine de validité. En revanche, l'ensemble des modules représenté par le module 1-4 est hors du domaine de validité pour la longueur de l'intervalle d'incertitude.

Tableau 25. Synthèse des résultats estimés et réels. Nous notons que la longueur de l'intervalle d'incertitude du module 1-4 dépasse le seuil fixé. De plus, l'erreur commise est proche de 0,10%

		Valeur réelle		Valeur estimée		Erreur commise		Longueur de l'intervalle d'incertitude	
		ΔIMR_{cyc}^*	ΔIMR_{cov}^*	$\Delta IMR_{cyc}^{(h1)+(h2)}$	$\Delta IMR_{cov}^{(h1)+(h2)}$	$\mathcal{E}_{cyc}^{(h1)+(h2)}$	$\mathcal{E}_{cov}^{(h1)+(h2)}$	$ \Delta IMR_{cyc}^{85\%} - \Delta IMR_{cyc}^{88\%} $	$ \Delta IMR_{cov}^{95\%} - \Delta IMR_{cov}^{98\%} $
Stratégie de fin de vie 1	Module 1	0,44%	0,09%	0,45%	0,15%	0,01%	0,06%	0,09%	0,09%
	Module 2	0,20%	0,05%	0,21%	0,09%	0,01%	0,03%	0,05%	0,05%
	Module 3	0,29%	0,06%	0,28%	0,10%	0,01%	0,04%	0,06%	0,06%
	Module 4	-0,10%	0,16%	-0,12%	0,19%	0,02%	0,03%	0,07%	0,07%
	Module 1-4	0,78%	0,35%	0,66%	0,43%	0,12%	0,09%	0,25%	0,25%
Stratégie de fin de vie 2	Module 1	-0,48%	-0,37%	-0,47%	-0,31%	0,01%	0,06%	0,09%	0,09%
	Module 1-4	-0,09%	-0,09%	-0,21%	0,00%	0,12%	0,09%	0,29%	0,33%

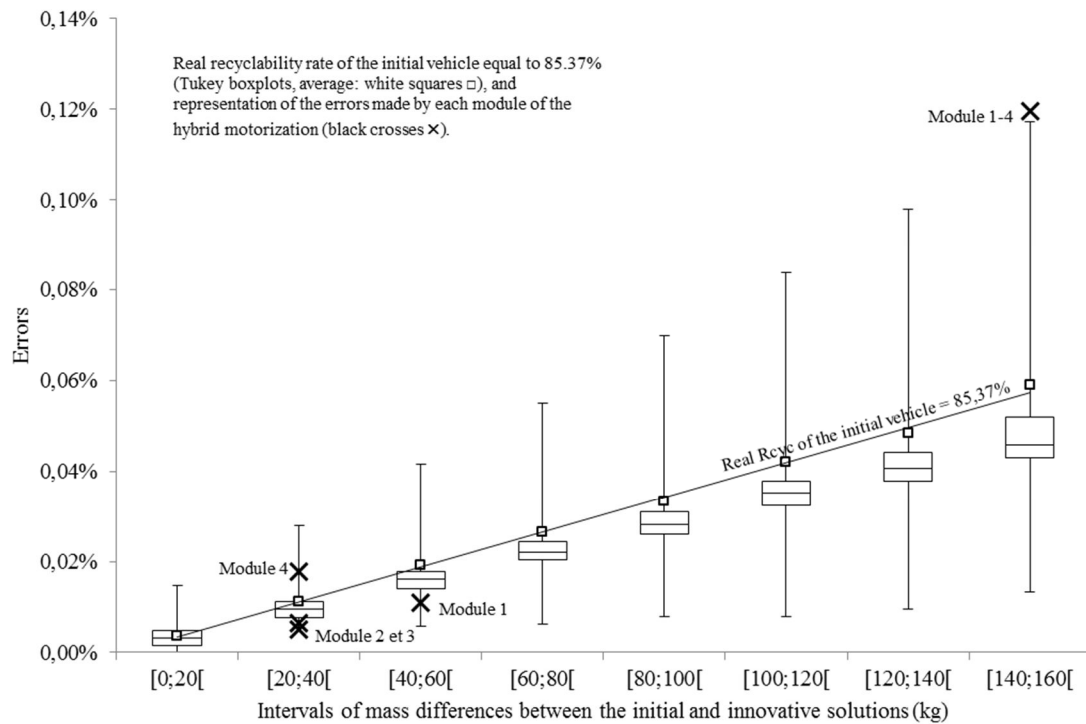


Figure 47. Effet des différences de masse entre solutions initiale et innovante sur les erreurs commises avec l'hypothèse (h1)+(h2) pour une simulation où le taux de recyclabilité réel du véhicule initial est de 85,37%, et représentation des erreurs commises par chaque module de la motorisation hybride.

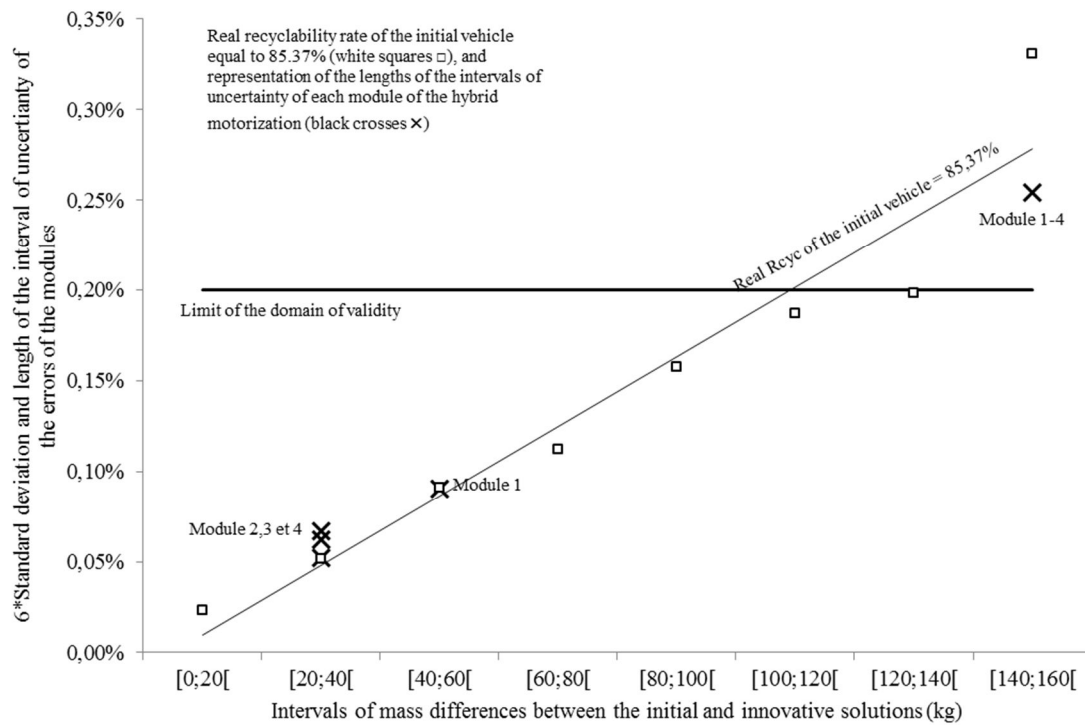


Figure 48. Effet des différences de masse entre solutions initiale et innovante sur l'intervalle de dispersion à 99% des erreurs commises avec l'hypothèse (h1)+(h2) pour une simulation où le taux de recyclabilité réel du véhicule initial est de 85,37%, et représentation des longueurs d'incertitude de chaque module de la motorisation hybride.

Au regard de ces résultats, alors que l'impact de chaque module a une valeur proche de la valeur réelle, l'utilisateur de l'outil OSIRIS proposé devra approfondir son analyse de l'impact de l'ensemble de la motorisation hybride représenté par le module 1-4 car celui-ci est hors du domaine de validité de la méthode.

4.6 Conclusion et perspectives

Dans cet article, nous avons proposé un outil appelé OSIRIS pour évaluer l'impact des innovations sur les taux de recyclabilité et de valorisabilité d'un véhicule afin d'anticiper le risque réglementaire sur l'homologation. OSIRIS se base sur un point de vue modulaire où le véhicule est considéré comme l'union d'une base véhicule et d'une solution initiale ou innovante. Comme le développement du nouveau véhicule n'est pas majoritairement terminé, une hypothèse simplificatrice est effectuée pour fixer les taux de recyclabilité et de valorisabilité de la base commune. Enfin, l'utilisateur définit les stratégies de fin de vie à chaque module de solution. Le résultat final est sous la forme d'un indicateur relatif appelé IMR relatif.

Nous avons expérimenté OSIRIS de trois manières. Dans la première expérimentation, nous avons comparé les hypothèses (h1) où les taux de recyclabilité et de valorisabilité de la base sont fixés respectivement à 85% et 95%, (h2) où les taux de recyclabilité et de valorisabilité du véhicule initial sont fixés respectivement à 85% et 95%, et (h1)+(h2) où le choix de l'une ou de l'autre hypothèse est réalisé en fonction de la valeur du taux de recyclabilité de la solution initiale. Nous concluons que l'hypothèse (h1)+(h2) génère en moyenne moins d'erreurs, mais que dans certains cas la dispersion pouvait être plus grande, d'où l'importance de définir un domaine de validité.

Dans la deuxième expérimentation, nous avons défini un domaine de validité. Nous avons calculé l'IMR relatif estimé avec l'hypothèse simplificatrice d'un grand nombre de couples {solution initiale ; solution innovante} généré aléatoirement. Parallèlement, les IMR relatifs réels sont calculés sans l'hypothèse simplificatrice, c'est-à-dire avec une valeur réelle des taux de recyclabilité et de valorisabilité. Les IMR relatifs estimés sont alors comparés aux IMR relatifs réels afin de mesurer la répartition statistique des erreurs. La longueur de l'intervalle de dispersion à 99% est comparée à la longueur de l'intervalle d'incertitude que nous avons fixée à 0,20%. Cette expérimentation nous a permis de montrer que la méthode n'est pas adaptée pour des différences de masse entre solution initiale et solution innovante plus grandes que 40-60 kg.

La troisième expérimentation a été effectuée sur une motorisation hybride. Nous avons pu simuler deux stratégies de fin de vie sur quatre modules innovants et sur l'ensemble de ces modules. Il s'est avéré que l'incertitude et l'erreur sur l'ensemble sont trop importantes pour conclure car hors du domaine de validité, et qu'un utilisateur confronté à ce type de cas devrait approfondir ces analyses.

L'outil OSIRIS est concluant sur la majorité des innovations. L'application permet d'obtenir une bonne tendance de l'impact et d'appréhender le risque réglementaire pour l'homologation. Pour améliorer OSIRIS, nous préconisons d'ajouter une analyse techno-économique pour prendre en compte la viabilité de la filière recyclage et l'impact d'une innovation sur ces questions.

Enfin, en fonction des données disponibles, nous pensons qu'OSIRIS pourrait être utilisé plus tôt dans les Processus de Conception et d'Innovation (PCI) (TRL 3 ou 4) pour des décisions ou orientations stratégiques, si un processus d'apprentissage organisationnel avait permis à

l'ensemble des parties prenantes de connaître les problématiques environnementales et les méthodes d'écoconception. Cela signifierait qu'un processus d'amélioration continue de la qualité environnementale aurait été implémenté au sein de l'entreprise.

4.7 Références

BUET, G., GIDEL, T. et MILLET, D., 2011. Integrating Innovations into Vehicle Projects—Towards a Robust « Touch Down » Process. In : Global Product Development [en ligne]. S.l. : Springer. p. 117–126. [Consulté le 29 avril 2014]. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-15973-2_12.

CIACCI, Luca, MORSELLI, Luciano, PASSARINI, Fabrizio, SANTINI, Alessandro et VASSURA, Ivano, 2010. A comparison among different automotive shredder residue treatment processes. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 novembre 2010. Vol. 15, n° 9, p. 896-906. DOI 10.1007/s11367-010-0222-1.

COPPENS, C., LE COQ, M., MILLET, D. et MICHAUD, P., 2002. Evaluating and improving the recovery aptitude of an automobile function: The PSA approach. In : International Journal of Vehicle Design. 1 janvier 2002. Vol. 29, n° 4, p. 307-316.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2000. Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on end-of life vehicles. 18 septembre 2000. S.l. : s.n.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2005. Directive 2005/64/EC of the European Parliament and of the Council of 26 October 2005 on the type-approval of motor vehicles with regard to their reusability, recyclability and recoverability and amending Council Directive 70/156/EEC. 26 octobre 2005. S.l. : s.n.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2007. Regulation No 715/2007 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2007 on type approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6). 2007. S.l. : s.n.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2009. Regulation No 443/2009 of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 setting emission performance standards for new

passenger cars as part of the Community's integrated approach to reduce CO₂ emissions from light-duty vehicles. 2009. S.l. : s.n.

FIGLIORE, S., RUFFINO, B. et ZANETTI, M. C., 2012. Automobile Shredder Residues in Italy: Characterization and valorization opportunities. In : Waste Management. août 2012. Vol. 32, n° 8, p. 1548-1559. DOI 10.1016/j.wasman.2012.03.026.

FROELICH, D., MARIS, E., HAOUES, N., CHEMINEAU, L., RENARD, H., ABRAHAM, F. et LASSARTESSSES, R., 2007. State of the art of plastic sorting and recycling: Feedback to vehicle design. In : Minerals Engineering. août 2007. Vol. 20, n° 9, p. 902-912. DOI 10.1016/j.mineng.2007.04.020.

GAUSTAD, Gabrielle, OLIVETTI, Elsa et KIRCHAIN, Randolph, 2012. Improving aluminum recycling: A survey of sorting and impurity removal technologies. In : Resources, Conservation and Recycling. janvier 2012. Vol. 58, p. 79-87. DOI 10.1016/j.resconrec.2011.10.010.

ISO, 2002. ISO 22628:2002 - Véhicules routiers -- Recyclabilité et valorisabilité -- Méthode de calcul. S.l.

KUO, Tsai Chi, 2010. Combination of case-based reasoning and analytical hierarchy process for providing intelligent decision support for product recycling strategies. In : Expert Systems with Applications. août 2010. Vol. 37, n° 8, p. 5558-5563. DOI 10.1016/j.eswa.2010.02.057.

MANKINS, John C., 2009. Technology readiness assessments: A retrospective. In : Acta Astronautica. novembre 2009. Vol. 65, n° 9-10, p. 1216-1223. DOI 10.1016/j.actaastro.2009.03.058.

MATHIEUX, Fabrice, FROELICH, Daniel et MOSZKOWICZ, Pierre, 2008. ReSICLED: a new recovery-conscious design method for complex products based on a multicriteria assessment of the recoverability. In : Journal of Cleaner Production. février 2008. Vol. 16, n° 3, p. 277-298. DOI 10.1016/j.jclepro.2006.07.026.

MILLET, Dominique, YVARS, Pierre-Alain et TONNELIER, Pierre, 2012. A method for identifying the worst recycling case: Application on a range of vehicles in the automotive sector. In : Resources, Conservation and Recycling. novembre 2012. Vol. 68, p. 1-13. DOI 10.1016/j.resconrec.2012.07.002.

NASR, Nabil et THURSTON, Michael, 2006. Remanufacturing: A key enabler to sustainable product systems. In : 13th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering [en ligne]. Leuven, The Netherlands : s.n. 2006. p. 15-18. [Consulté le 27 mars 2014]. Disponible à l'adresse : <http://www.mech.kuleuven.be/lce2006/key4.pdf>.

PASSARINI, Fabrizio, CIACCI, Luca, SANTINI, Alessandro, VASSURA, Ivano et MORSELLI, Luciano, 2012. Auto shredder residue LCA: implications of ASR composition evolution. In : Journal of Cleaner Production. mars 2012. Vol. 23, n° 1, p. 28-36. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.10.028.

PERRY, N., BERNARD, A., LAROCHE, F. et POMPIDOU, S., 2012. Improving design for recycling – Application to composites. In : CIRP Annals - Manufacturing Technology. 2012. Vol. 61, n° 1, p. 151-154. DOI 10.1016/j.cirp.2012.03.081.

PIGOSSO, Daniela C. A., ZANETTE, Evelyn T., FILHO, Américo Guelere, OMETTO, Aldo R. et ROZENFELD, Henrique, 2010. Ecodesign methods focused on remanufacturing. In : Journal of Cleaner Production. janvier 2010. Vol. 18, n° 1, p. 21-31. DOI 10.1016/j.jclepro.2009.09.005.

REUTER, M. A., VAN SCHAİK, A., IGNATENKO, O. et DE HAAN, G. J., 2006. Fundamental limits for the recycling of end-of-life vehicles. In : Minerals Engineering. avril 2006. Vol. 19, n° 5, p. 433-449. DOI 10.1016/j.mineng.2005.08.014.

SANTINI, Alessandro, HERRMANN, Christoph, PASSARINI, Fabrizio, VASSURA, Ivano, LUGER, Tobias et MORSELLI, Luciano, 2010. Assessment of Ecodesign potential in reaching new recycling targets. In : Resources, Conservation and Recycling. octobre 2010. Vol. 54, n° 12, p. 1128-1134. DOI 10.1016/j.resconrec.2010.03.006.

SCHIPPER, Lee, 2011. Automobile use, fuel economy and CO2 emissions in industrialized countries: Encouraging trends through 2008? In : Transport Policy. mars 2011. Vol. 18, n° 2, p. 358-372. DOI 10.1016/j.tranpol.2010.10.011.

SUTHERLAND, J., GUNTER, K., ALLEN, D., BAUER, D., BRAS, B., GUTOWSKI, T., MURPHY, C., PIWONKA, T., SHENG, P., THURSTON, D. et WOLFF, E., 2004. A global perspective on the environmental challenges facing the automotive industry: state-of-the-art

and directions for the future. In : *International Journal of Vehicle Design*. 1 janvier 2004. Vol. 34, n° 2, p. 86-110.

TONNELIER, Pierre, MILLET, Dominique, RICHIR, Simon et LECOQ, Marc, 2005. Is it possible to evaluate the recovery potential earlier in the design process? Proposal of a qualitative evaluation tool. In : *Journal of Engineering Design*. 2005. Vol. 16, n° 3, p. 297-309. DOI 10.1080/09544820500126664.

VAN SCHAIK, Antoinette et REUTER, Markus A., 2007. The use of fuzzy rule models to link automotive design to recycling rate calculation. In : *Minerals Engineering*. août 2007. Vol. 20, n° 9, p. 875-890. DOI 10.1016/j.mineng.2007.03.016.

WARSEN, Jens, LAUMER, Marlisa et MOMBERG, Wolfgang, 2011. Comparative Life Cycle Assessment of Remanufacturing and New Manufacturing of a Manual Transmission. In : HESSELBACH, Jürgen et HERRMANN, Christoph (éd.), *Glocalized Solutions for Sustainability in Manufacturing* [en ligne]. S.l. : Springer Berlin Heidelberg. p. 67-72. [Consulté le 27 mars 2014]. ISBN 978-3-642-19691-1, 978-3-642-19692-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-19692-8_12.

WEAGER, Brendon M., BISHOP, G.R., BLACK, A.C., REYNOLDS, N., PHARAOH, M.W., SMITH, G.F., ROWE, J., RILEY, D.E., BIRRELL, M. et DONALDSON, P., 2007. Development of recyclable self-reinforced polypropylene parts for automotive applications. In : *International Journal of Vehicle Design*. 1 janvier 2007. Vol. 44, n° 3, p. 293-310.

YANG, Yongxiang, BOOM, Rob, IRION, Brijan, VAN HEERDEN, Derk-Jan, KUIPER, Pieter et DE WIT, Hans, 2012. Recycling of composite materials. In : *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*. janvier 2012. Vol. 51, p. 53-68. DOI 10.1016/j.cep.2011.09.007.

ZORPAS, Antonis A. et INGLEZAKIS, Vassilis J., 2012. Automotive industry challenges in meeting EU 2015 environmental standard. In : *Technology in Society*. février 2012. Vol. 34, n° 1, p. 55-83. DOI 10.1016/j.techsoc.2011.12.006.

Chapitre 5. Article 2 – Construction de modèles évolutifs pour l'évaluation environnementale de sous-systèmes innovants basée sur une classification ascendante hiérarchique

Résumé : Cet article propose de simplifier l'évaluation environnementale d'un sous-système innovant rapporté au futur système complexe qui l'accueillera, en utilisant des modèles génériques évolutifs construits sur un nombre limité de caractéristiques. Pour une gamme de systèmes complexes, cette approche évolutive de la modélisation environnementale d'un système complexe permet de générer une dynamique d'apprentissage et ainsi d'éviter la complexité paralysante induite en conception par l'évaluation de nombreux composants/sous-systèmes selon de nombreuses catégories d'impacts.

Appliquée au secteur automobile, des dendrogrammes sont créés avec les résultats d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) de 17 véhicules pour 4 indicateurs environnementaux et sur 3 étapes du cycle de vie. Les classes de véhicules sont créées en appliquant une condition limite dans un processus itératif sur les erreurs relatives induites. Dans un premier temps, plusieurs méthodes de calculs des dendrogrammes sont expérimentées. Puis, dans un second temps, l'influence de la condition limite sur les modèles est observée. Enfin, grâce à la simulation de l'augmentation de la population de véhicules, l'évolutivité du modèle est testée.

Cinq caractéristiques de véhicules suffisent pour identifier un modèle, et donc pour assimiler un véhicule futur à celui-ci. Si le nombre de classes augmente, l'identification par les caractéristiques de véhicules est simplifiée, mais l'erreur relative sur la variabilité augmente également. Les modèles génériques sont stables quand des résultats d'ACV sont ajoutés.

Mots-clés : Analyse du cycle de vie ; Innovation ; Système complexe ; Classification Ascendante Hiérarchique ; Modèles évolutifs ; Automobile ; Système d'amélioration continue

5.1 Contexte

5.1.1 Evaluation environnementale des produits

Les entreprises sont de plus en plus encouragées par les gouvernements, les organisations non gouvernementales, et les associations de consommateurs, à évaluer et améliorer les performances environnementales de leurs produits avec une approche cycle de vie et

multicritère. La méthodologie la plus répandue en termes d'évaluation environnementale est l'Analyse du cycle de vie de produits (ACV) (Finnveden et al., 2009 ; Jacquemin et al., 2012). La norme ISO 14040:2006 fournit des lignes directrices et un cadre méthodologique de l'ACV. Une grande quantité de données et beaucoup de temps sont requis pour réaliser l'ACV d'un système complexe ; par exemple, réaliser l'ACV d'une automobile peut nécessiter de renseigner plus de 800 paramètres et durer 3 mois. La plupart du temps, elle est réalisée par une équipe dédiée, à la fin du Processus de Conception et d'Innovation de produit (PCI), lorsque celui-ci est entièrement conçu et fabriqué. A ce moment-là, il est trop tard pour les ingénieurs de reconcevoir leurs produits. Afin de concevoir des produits plus respectueux de l'environnement, les entreprises doivent prendre en compte la dimension « Environnement » plus tôt dans le PCI.

Le PCI d'une entreprise peut être clairement complexe (Tingström, Karlsson, 2006) : il est structuré par des organisations complexes alimentées par des systèmes d'information complexes. Prendre en compte ces spécificités structurelles et informationnelles est essentiel pour qui veut y intégrer l'environnement (Johansson, Magnusson, 2006 ; Le Pochat et al., 2007). Utiliser un outil d'ACV pendant le PCI est compliqué d'un point de vue technique et organisationnel (Millet et al., 2007). Bien qu'il existe un champ de recherche pour adapter l'ACV basé sur l'interopérabilité entre les outils de conception qui faciliterait les échanges de données et d'informations (Rio et al., 2013), une telle stratégie requiert des compétences environnementales au sein de l'entreprise afin d'analyser les résultats des ACV. Les entreprises ont donc besoin d'outils d'écoconception développés pour être intégrés dans le PCI, et de développer des compétences environnementales au sein de l'entreprise.

L'intégration d'outils d'écoconception spécifiques dans les PCI d'une entreprise est un thème largement étudié. L'intégrateur doit prendre en compte simultanément les aspects organisationnels et techniques (Johansson et al., 2007). En effet, lorsqu'une entreprise souhaite amorcer une démarche d'écoconception, elle doit résister, selon (Millet et al., 2004), à une « *double complexité paralysante : intégrer une notion floue (la dimension Environnement) dans un univers hyper-contraint (celui de la conception de systèmes complexes)* ». Cette paralysie conduit les entreprises à négliger la conception de produits plus respectueux de l'environnement. Millet et al. pensent que les outils sont le support d'une organisation apprenante révélant de nouvelles valeurs de gouvernance. De nombreux outils ont été développés (Baumann et al., 2002 ; Bovea, Pérez-Belis, 2012) pour aider les entreprises à évaluer et améliorer d'un point de vue environnemental leurs produits. Une approche

progressive est alors requise (Jacqueson et al., 2003) : il est essentiel que la dimension « Environnement » s'épande graduellement du cadre réglementaire vers une perspective soutenable. Une méthode d'écoconception est généralement constituée de deux phases : la phase de diagnostic et celle d'amélioration. Cet article se focalise sur la phase d'évaluation environnementale et ne prend pas en compte les aspects socio-économiques du développement durable.

5.1.2 Les spécificités du secteur automobile

Le champ expérimental de cet article est un constructeur d'automobiles dont le but est d'initier une méthode d'écoconception pendant la phase d'innovation. Pour un constructeur d'automobiles, les innovations sont, la plupart du temps, peu intrusives, de nature incrémentale, et concernent des sous-systèmes ou des composants (Oltra, Saint Jean, 2009). Un ensemble d'innovations est généralement proposé par l'équipe innovation à l'équipe en charge de la conception routinière du système complexe, ce que Beaume représente comme un flux « *d'éléments innovants* » de la structure innovation vers la structure programme véhicule lors de la « *phase de contextualisation* » (Beaume et al., 2009). La Figure 49 adaptée de (Beaume et al., 2009) montre que ces deux structures sont complètement séparées. Une telle entreprise produit une gamme de véhicules qui sont des produits complexes. Au regard de l'évaluation environnementale de systèmes complexes, la somme des résultats d'ACV des composants d'un sous-système donnerait l'ACV du sous-système. De la même manière, la somme des résultats d'ACV des sous-systèmes donnerait l'ACV du produit global (Graedel et al., 2005). Ainsi, écoconcevoir un système complexe peut principalement être réalisé à deux niveaux : au niveau du système global, ou au niveau du sous-système ou du composant. Dans le premier cas, une évaluation environnementale permet de proposer des actions à grande échelle comme comparer différents choix d'architecture produit, ou de matériaux ; la mise en œuvre de ce type d'actions est toutefois difficile car d'une part elle exige de posséder suffisamment de données pour réaliser l'évaluation, et d'autre part, elle engage des choix d'entreprise sur le long terme. Au contraire, l'évaluation environnementale d'un sous-système ou d'un composant est plus aisée car nécessite moins de données ; en revanche, les actions qui en découlent ont un impact plus faible.

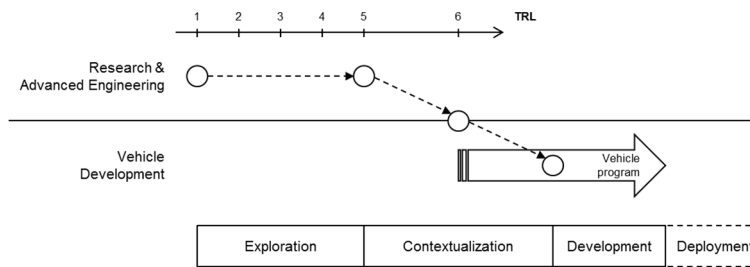


Figure 49. Processus de conception d'innovation simplifié d'un constructeur d'automobiles (adapté de (Beaume et al., 2009))

Dans l'industrie automobile, les constructeurs réalisent aussi bien des ACV de véhicules complets (Finkbeiner, Hoffmann, 2006 ; Schweimer, Levin, 2000) que des ACV de sous-systèmes (Keoleian et al., 1998 ; Schmidt, Beyer, 1999). Ils développent des méthodes d'écoconception, par exemple le *Product Sustainability Index* de Ford (Schmidt, 2006), les méthodes *Environmental Priority Strategies* (Karlsson et al., 1997) et *Environmental Effect Analysis* (Tingström, Karlsson, 2006) de Volvo, ou le *Eco-Vehicle Assessment System* (Nakano, Hirao, 2011) de Toyota. Avec l'étude sur la conception cycle de vie d'un collecteur d'admission d'air, Keoleian conclut que l'évaluation des conséquences de l'intégration d'un sous-système innovant devrait être réalisée au niveau du système complet (Keoleian, Kar, 2003) ; néanmoins, les profils environnementaux du système complexe doivent être disponibles. Comme peu de données sont disponibles en phase d'innovation, le système complexe doit être représenté par des modèles afin d'éviter, pour des innovations incrémentales, de réaliser l'évaluation détaillée du système complexe. Ni la majorité des outils développés par les constructeurs, ni la majorité des outils disponibles pour l'écoconception en innovation (Bocken et al., 2011 ; Gasafi, Weil, 2011 ; Poudelet et al., 2012) ne permettent d'utiliser des modèles pour la simplification de l'évaluation des sous-systèmes innovants.

La Figure 50 peut être une bonne représentation de la question de recherche. Premièrement, l'équipe innovation (en bleu) réalise des composants (A_3), des sous-systèmes (A_2) ou plus rarement des systèmes complets (A_1). Quelques éléments innovants peuvent être intégrés dans un système existant pris en charge par l'équipe de développement des programmes véhicules (en rouge). A la fin du PCI, le système est généralement évalué par l'équipe environnement (en vert) qui réalise une ACV dont les résultats sont sauvegardés dans une base données (C). La question de recherche est : comment boucler le cycle du PCI afin d'évaluer les éléments innovants lors de la phase de contextualisation ? Le but dans cet article est de développer des modèles environnementaux de véhicules qui pourront être utilisés dans un outil dédié afin de

faire l'évaluation extrinsèque d'un sous-système innovant incrémental sans évaluer complètement le système en développant des modèles de véhicules.

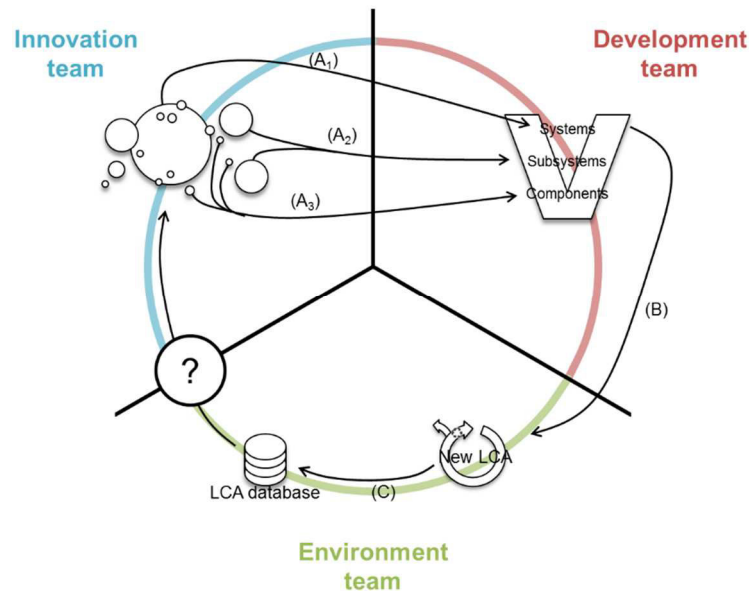


Figure 50. Représentation schématique du contexte organisationnel.

5.2 Problématique

Le but de cet article est de présenter comment le système complexe qui intégrera l'innovation est modélisé de façon systématique pour éviter son évaluation complète. Trois questions clés découlent de cet objectif. La première concerne les spécificités du produit automobile : les constructeurs ne produisent pas une sorte de véhicules mais toute une gamme. Chaque véhicule est différent en termes de segment (B, C ...), de performances moteur (Diesel, essence, hybride...), de bilan masses/matières (BOM – *bill of materials*), etc. Q1 : Quelle modélisation environnementale pour représenter la gamme complète du constructeur d'automobiles ?

La seconde question est liée à la boucle du PCI. La conception d'un produit évolue à chaque itération de conception dans un processus d'amélioration continue. Chaque projet qui commence peut ainsi utiliser les données capitalisées du projet précédent, et chaque projet qui se termine peut alimenter la base de données de connaissances. La modélisation doit prendre en compte cette évolution et doit donc pouvoir se mettre à jour. Q2 : Quelle modélisation environnementale pour supporter l'amélioration continue des véhicules ?

Enfin, afin d'implémenter une stratégie d'apprentissage, une spirale d'apprentissage organisationnel devrait être générée, par les données de retour d'expérience des séries de projets de l'entreprise, et orientée par une stratégie d'expansion de la prise en compte de la dimension « Environnement », c'est-à-dire passer d'une approche d'écoconception monocritère à une approche détaillée de « *Design for Environment* ». Q3 : Quelle modélisation environnementale pour générer une spirale d'apprentissage autour de la dimension « Environnement » ?

Dans la littérature sur la modélisation environnementale, deux options semblent concentrer les recherches. La première consiste à construire un modèle paramétré de produit à partir des paramètres physiques significatifs du produit (BOM, consommation, etc.). Elle a été employée par Bohm, Ostad-Ahmad-Ghorabi, et Sousa (Bohm et al., 2010 ; Ostad-Ahmad-Ghorabi, Collado-Ruiz, 2011 ; Sousa, Wallace, 2006), qui identifient, en utilisant des méthodes de *clustering*, les paramètres de conception qui caractérisent le produit et forment ainsi les données d'entrée d'une ACV simplifiée. Collado-Ruiz (Collado-Ruiz, Ostad-Ahmad-Ghorabi, 2010) propose un paramétrage basé sur la définition détaillée des unités fonctionnelles pour catégoriser des produits différents. Geyer (Geyer, 2008) a développé un modèle paramétré d'ACV pour simuler l'impact d'un changement de matériau dans le contexte automobile, sur les émissions de gaz à effets de serre sur l'ensemble du cycle de vie ; il a été implémenté dans l'outil « *Design Advisor* »⁴⁰ développé par WorldAutoSteel et est dédié au secteur automobile. Le BOM d'un véhicule est paramétré de telle sorte qu'un véhicule puisse être défini grâce à un jeu de paramètres (masse, dimensions, forme, ...). Puis, l'utilisateur peut définir des modules remplacés et remplaçants, et rapporter au véhicule les valeurs d'impacts sur le réchauffement climatique (GWP) et de coûts de changements. La seconde option consiste à construire des modèles directement avec les valeurs d'impacts environnementaux issus d'une ACV. Des auteurs utilisent des méthodes de *clustering* sur les résultats d'ACV et définissent ainsi des typologies (Andriankaja et al., 2013), ou des classes (Curzons et al., 2007) environnementales de produits jouant le rôle de référence dans une ACV comparative simplifiée. Les modèles sont alors des archétypes environnementaux de produits construits sur des classes de véhicules. La première option répond aux exigences de la comparaison de plusieurs produits qui ont des fonctions différentes, afin de les catégoriser. Dans la seconde option, la même unité fonctionnelle est utilisée pour toutes les ACV afin d'être en mesure de comparer les produits.

⁴⁰ <http://www.worldautosteel.org/projects/design-advisor/>, accédé le 30 mai 2013

Elle est donc adaptée à la comparaison de plusieurs gammes du même produit, par exemple une voiture ou un avion, et a besoin d'avoir quelques résultats d'ACV pour créer les classes.

Aucun des exemples précédents ne prend en compte simultanément les aspects techniques (question clef Q1) et organisationnels (questions clefs Q2 et Q3) pour réaliser l'évaluation extrinsèque d'un sous-système innovant, c'est-à-dire pour rapporter les impacts environnementaux d'un élément innovant au système complet qui l'accueillera. Il y a donc un manque évident dans la prise en compte simultanée des aspects techniques et organisationnels lors de la modélisation environnementale de produits complexes, comme le recommande Johansson (Johansson et al., 2007).

Nous présentons ici notre approche de construction de modèles évolutifs de l'évaluation environnementale de systèmes complexes nommés EMEECS (*Evolving Models for the Environmental Evaluation of Complex Systems*). Les EMEECS doivent être construits de manière à être utilisés dans un outil dédié à l'évaluation extrinsèque des impacts environnementaux d'éléments innovants sur le véhicule. Cet outil est nommé TEEPI (*Tool for Evaluation the Environmental Performances of Innovations*). L'utilisateur réalise l'ACV des éléments initiaux et innovants. Il choisit le bon EMEECS pour son application en sélectionnant les caractéristiques véhicules adéquates qui identifient le programme véhicule sur lequel la solution innovante sera intégrée. Il choisit la bonne usine terminale pour laquelle un profil environnemental est disponible. Enfin, les valeurs de l'usine terminale sont ajoutées aux valeurs de l'EMEECS ; les valeurs de la solution initiale sont soustraites aux valeurs de l'EMEECS, puis les valeurs de l'élément innovant sont ajoutées aux valeurs de l'EMEECS. Les valeurs de l'EMEECS original et celles de l'EMEECS transformé sont comparées afin de mettre en valeur l'évolution du profil environnemental du véhicule. Les EMEECS sont testés chez un constructeur d'automobiles français, et doivent satisfaire :

- (1) D'un point de vue technique, l'évaluation environnementale extrinsèque d'un sous-système, c'est-à-dire rapporter les valeurs d'impacts environnementaux d'un sous-système au système complexe qui l'accueille, grâce à l'outil dédié (nommé TEEPI dans la Figure 51) ;
- (2) D'un point de vue organisationnel, l'expansion de la prise en compte de la dimension « Environnement » et l'évolution de la conception des véhicules, représentée par une spirale générant des itérations de construction des EMEECS,

qui est définie par une succession de phases d'apprentissages notées i et représentée sur la Figure 51 par une spirale en tirets gris.

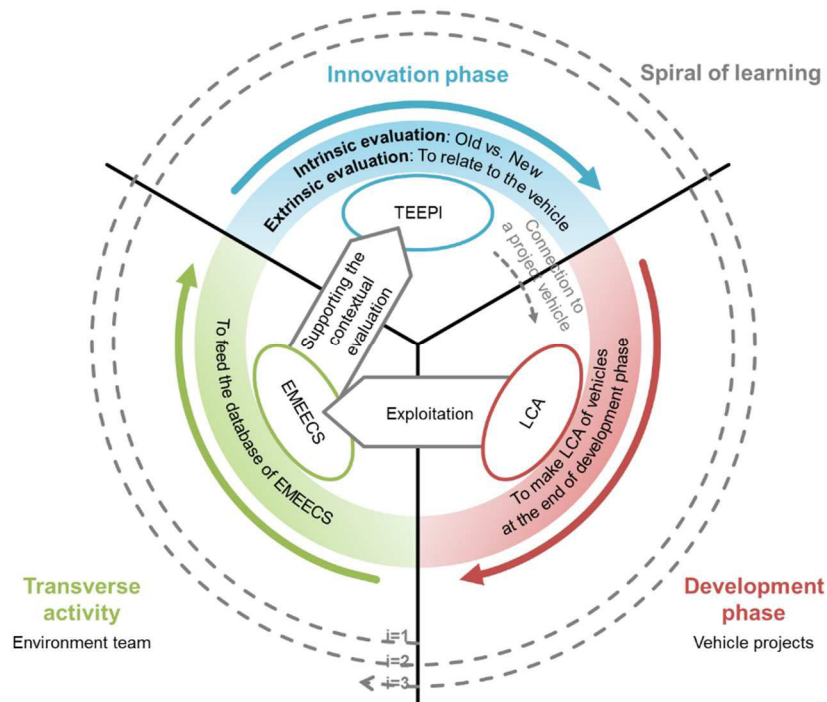


Figure 51. Représentation schématique de la problématique.

5.3 Méthodologie de recherche

Le point clef pris comme point de départ de cette modélisation est que les EMEECS sont des archétypes d'impacts environnementaux calculés sur plusieurs étapes du cycle de vie de classes de systèmes complexes, c'est-à-dire que l'utilisateur de la méthode proposée traitera directement les impacts environnementaux des solutions initiale et innovante et du système global. Les classes du système complexe sont ainsi créées grâce à l'application d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) (Hastie et al., 2001) sur les résultats des ACV précédentes. Les classes issues de la CAH forment donc les EMEECS : la valeur de l'indicateur environnemental de l'EMEECS est égale à la moyenne de la classe, et l'incertitude de l'EMEECS est égale à l'écart-type de la classe.

Premièrement, les EMEECS devraient donc être identifiés grâce à un nombre restreint de caractéristiques de véhicules ; ce nombre serait directement lié avec le nombre de classes : plus il y a de classes, plus il y a de caractéristiques de véhicules requises. Un niveau modéré de nombre de classes créées à partir d'un échantillon de départ serait égal à au moins la moitié du

nombre d'individus contenus dans l'échantillon. Deuxièmement, créer des modèles de véhicules génèrerait une erreur de modélisation qui est intrinsèque aux EMEECS. On peut ainsi supposer que plus le nombre de classes est important, plus les erreurs sont grandes. Un compromis devrait être trouvé entre le nombre de classes et les erreurs. Bala a reconnu que 10% devrait être considéré comme un niveau modéré de divergence (Bala et al., 2010). Troisièmement, la stabilité des EMEECS devrait être assurée, au regard des évolutions de conception, lorsque les phases d'apprentissage se succèdent. Quatrièmement, les EMEECS devraient être construits afin de permettre l'expansion de la dimension « Environnement », c'est-à-dire l'ajout d'étapes du cycle de vie et d'indicateurs environnementaux.

5.3.1 Conventions

Dans la suite de l'article, nous considérerons que pour la première phase d'apprentissage $i = 1$, sont disponibles 17 ACV de véhicules (Tableau 26), portant sur le cycle de vie complet et pour dix catégories impacts environnementaux tels que le réchauffement climatique, l'eutrophisation de l'eau, l'acidification de l'air, la déplétion de métal, etc. L'unité fonctionnelle commune à ces ACV est : « *Transport de personnes et de biens sur 150 000 km pendant 10 ans selon le cycle de conduite européen NEDC (New European Driving Cycle)* ». Elle est construite sur un kilométrage et une durée de vie moyens utilisés par la majorité des constructeurs d'automobiles. De plus, les mesures d'émissions de polluants ne sont disponibles que sur le cycle NEDC, permettant ainsi de comparer les véhicules. Nous reconnaissons toutefois que ce cycle NEDC n'est pas représentatif de la réalité ; cette recherche devra être complétée avec les nouveaux cycles de conduite automobile WLTP (Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedures) prévus pour 2014.

Tableau 26. Liste des caractéristiques des véhicules dont les ACV sont disponibles

Véhicule	Segment automobile	Type de carburant	Boîte de vitesses	de	Finition	Silhouette	Consommation [L / 100 km]
V1	B	Diesel	Manuelle		Moyenne	Berline	3.8
V2	B	Diesel	Manuelle		Moyenne	Berline	3.8
V3	B	Essence	Pilotée		Moyenne	Berline	4.5
V4	B	Essence	Manuelle		Haute	Berline	4.3
V5	C	Essence	Manuelle		Moyenne	Break	6.7
V6	C	Essence	Manuelle		Moyenne	Berline	6.4
V7	C	Essence	Manuelle		Haute	Berline	6.1
V8	C	Diesel	Manuelle		Haute	Monospace (7 sièges)	5.3
V9	Crossover	Essence	Manuelle		Haute	Berline	6.7
V10	Crossover	Hybride Diesel	Pilotée		Haute	Berline	3.9
V11	D	Diesel	Pilotée		Haute	Berline	4.4
V12	D	Diesel	Automatique		Haute	Berline	5.7
V13	D	Hybride Diesel	Pilotée		Haute	Berline	3.6
V14	B	Essence	Manuelle		Haute	Convertible Berline	6
V15	C	Essence	Manuelle		Moyenne	Coupé Cabriolet	6.7
V16	C	Diesel	Manuelle		Moyenne	Monospace (5sièges)	5.2
V17	Crossover	Hybride Diesel	Pilotée		Haute	Berline	3.8

Les phases de fabrication, d'utilisation et de maintenance, et de fin de vie, sont prises en compte. La peinture et l'assemblage, étapes réalisées pendant la phase de fabrication en usine terminale, ne sont pas considérés dans cet article, car pris en compte dans la création des modèles d'usines terminales dans un futur travail : les valeurs des indicateurs environnementaux issus des modèles d'usines terminales seraient ajoutées à celles des EMEECS.

5.3.2 Aspects techniques

En appliquant la CAH sur les ACV collectées (voir 5.3.2.1), les véhicules sont groupés en classes ; grâce à une procédure itérative basée sur une condition limite (voir 5.3.2.2), des classes optimales sont identifiées.

5.3.2.1 Classification ascendante hiérarchique (CAH)

Soient un ensemble V_i de véhicules v_j de cardinal $N(V_i) : V_i = \{v_j\}_{1 \leq j \leq N(V_i)}$, un ensemble X_i de catégories d'impacts environnementaux x_k de cardinal $N(X_i) : X_i = \{x_k\}_{1 \leq k \leq N(X_i)}$, et un ensemble Y_i d'étapes du cycle de vie y_l de cardinal $N(Y_i) : Y_i = \{y_l\}_{1 \leq l \leq N(Y_i)}$. L'ACV du véhicule v_j donne la valeur d'un indicateur environnemental x_k à une étape du cycle de vie y_l ;

cette valeur est notée w_{jkl} . Les moyennes $\mu(V_i)_{kl}$ (respectivement $\mu(V_i)_{k\Sigma l}$) et écarts-types $\sigma(V_i)_{kl}$ (respectivement $\sigma(V_i)_{k\Sigma l}$) sont calculées sur l'ensemble V_i des véhicules v_j pour la catégorie d'impacts environnementaux x_k et l'étape du cycle de vie y_l (respectivement, le cycle de vie complet).

A cause du traitement CAH, les véhicules qui ont des résultats d'ACV similaires sont groupés en classes, par la création de dendrogrammes (par exemple, la Figure 52 représente le dendrogramme obtenu sur l'étape de fabrication et pour la catégorie d'impacts GWP). Les individus qui subissent la CAH sont des véhicules dont les variables d'origines sont des valeurs d'indicateurs environnementaux par étape du cycle de vie, et exprimées dans des unités différentes ; les variables centrées réduites associées à ces variables d'origines sont donc calculées pour chaque étape du cycle de vie (Eq. 16) et pour le cycle de vie complet (Eq. 17) (voir l'annexe 5.8.1).

$$w_{jkl}^* = \frac{w_{jkl} - \mu(V_i)_{kl}}{\sigma(V_i)_{kl}} \quad (16)$$

$$w_{jk\Sigma l}^* = \frac{\sum_l w_{jkl} - \mu(V_i)_{k\Sigma l}}{\sigma(V_i)_{k\Sigma l}} \quad (17)$$

L'indice de dissimilarité δ – ou distance entre les individus – est la distance Euclidienne, et l'indice d'agrégation Δ – ou distance entre classes – est la moyenne non pondérée. Les véhicules ou classes de véhicules qui ont l'indice d'agrégation le plus petit (axe des ordonnées sur la Figure 52) sont groupés ensemble, et un arbre représenté à l'envers nommé « dendrogramme » est construit (flèche vers le haut (1) de la Figure 52) : le tronc est en haut, et les branches sont en bas. Chaque branche est une classe de véhicules.

Au regard de la nature des variables d'origine, il y a quatre manières de calculer l'indice de dissimilarité, et autant de groupes de dendrogrammes, avec D l'ensemble de dendrogrammes d_{kl} calculés pour la catégorie d'impacts environnementaux x_k et l'étape du cycle de vie y_l :

- Groupe (D1) : cumuls des indicateurs et des étapes, 1 dendrogramme, $D_1 = \{d_{\Sigma k; \Sigma l}\}$ (voir l'équation (Eq. 18))

$$\delta^2(v_j; v_{j'}) = \sum_k (w_{jk\Sigma l}^* - w_{j'k\Sigma l}^*)^2 \quad (18)$$

- Groupe (D2) : cumul des étapes et par indicateur, 4 dendrogrammes, $D_2 = \{d_{k;\Sigma l}\}_{1 \leq k \leq N(X_i)}$ (voir l'équation (Eq. 19))

$$\delta^2(v_j; v_{j'})_k = (w_{jk \Sigma l}^* - w_{j'k \Sigma l}^*)^2 \quad (19)$$

- Groupe (D3) : cumul des indicateur et par étape, 3 dendrogrammes, $D_3 = \{d_{\Sigma k;l}\}_{1 \leq l \leq N(Y_i)}$ (voir l'équation (Eq. 20))

$$\delta^2(v_j; v_{j'})_l = \sum_k (w_{jkl}^* - w_{j'kl}^*)^2 \quad (20)$$

- Groupe (D4) : par étape et par indicateur, 12 dendrogrammes, $D_4 = \{d_{kl}\}_{\substack{1 \leq k \leq N(X_i) \\ 1 \leq l \leq N(Y_i)}}$ (voir l'équation (Eq. 21))

$$\delta^2(v_j; v_{j'})_{kl} = (w_{jkl}^* - w_{j'kl}^*)^2 \quad (21)$$

Soit c_{klm} la m^{th} classe du dendrogramme d_{kl} . L'indice d'agrégation entre deux classes c_{klm} et $c_{klm'}$ qui contiennent respectivement $N(c_{klm})$ et $N(c_{klm'})$ véhicules, est calculé comme suit dans l'équation (Eq. 22) :

$$\Delta(c_{klm}; c_{klm'}) = \frac{1}{N(c_{klm}) \times N(c_{klm'})} \sum_{\substack{v_j \in c_{klm} \\ v_{j'} \in c_{klm'}}} \delta(v_j; v_{j'}) \quad (22)$$

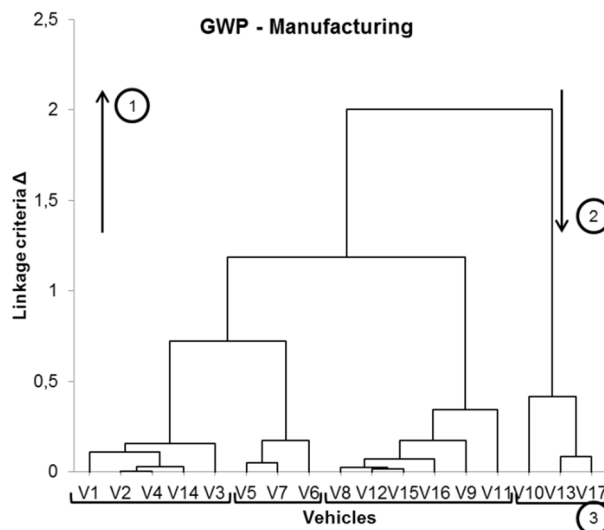


Figure 52. Dendrogramme obtenu pour la catégorie d'impacts « Réchauffement global » sur l'étape « Fabrication ».

5.3.2.2 Processus itératif de détermination des classes optimales de véhicules

Une fois terminé, le dendrogramme est utilisé du haut vers le bas. Chaque branche, et le tronc lui-même, sont des groupes de véhicules. Soit $C_{kl} = \{c_{klm}\}_{1 \leq m \leq N(C_{kl})}$ l'ensemble des classes c_{klm} dans le dendrogramme d_{kl} . Pour chaque classe c_{klm} du dendrogramme d_{kl} , la moyenne $\mu(c_{klm})$ et l'écart-type $\sigma(c_{klm})$ sont calculés sur les valeurs w_{jkl} des véhicules inclus dans la classe c_{klm} . La moyenne $\mu(c_{klm})$ représente la valeur de la classe et l'écart-type $\sigma(c_{klm})$ représente l'incertitude de la classe. En utilisant le dendrogramme du haut vers le bas, le nombre de classes $N(C_{kl})$ évolue de 1 (le tronc) au nombre de véhicules dans le dendrogramme $N(V_i)$. Il existe donc un nombre de classes $N(C_{kl})_{\text{opt}}$ qui serait optimum en fonction de l'erreur maximum autorisée entre la valeur de la classe $\mu(c_{klm})$ et les valeurs w_{jkl} des véhicules qui constituent la classe. L'erreur relative ε_{jklm} entre la valeur de la classe $\mu(c_{klm})$ et les valeurs w_{jkl} des véhicules qui constituent la classe est calculée grâce à l'équation (Eq. 23) :

$$\varepsilon_{jklm} = \frac{\mu(c_{klm}) - w_{jkl}}{w_{jkl}} \quad (23)$$

Les classes optimales avec lesquelles les EMEECS sont construits, sont déterminées par la condition limite (C) suivante, et pour chaque dendrogramme :

(C) Les erreurs relatives ε_{jklm} commises par la moyenne $\mu(c_{klm})$ de la classe c_{klm} par rapport aux valeurs w_{jkl} des indicateurs environnementaux des véhicules v_i qui constituent la classe, doivent être inférieures, en valeurs absolues, à une valeur limite ε_{max} , c'est-à-dire (équation (Eq. 24)) :

$$\max_{1 \leq j \leq N(C_{klm})} |\varepsilon_{jklm}| \leq \varepsilon_{\text{max}} \quad (24)$$

Le processus itératif démarre à partir du tronc, où les véhicules sont groupés en une classe ($N(C_{kl}) = 1$) et descend vers le bas en parcourant les branches (flèche vers le bas (2) de la Figure 52). Si la condition (C) est satisfaite sur une branche, alors la classe associée est considérée comme optimale ; sinon la branche est divisée en deux sous-branches ($N(C_{kl}) = N(C_{kl}) + 1$) et la procédure est itérée sur les deux sous-branches. Une fois le processus itératif terminé, la moyenne $\mu(\varepsilon_{jklm})$ et l'écart-type $\sigma(\varepsilon_{jklm})$ des erreurs relatives sont calculés pour tous les dendrogrammes du groupe auquel ce processus itératif est appliqué.

Un cas extrême apparaîtrait si les profils environnementaux des véhicules étaient si différents qu'il ne pourrait y avoir de regroupement ; dans ce cas nous obtiendrions autant de classes de véhicules qu'il y a de véhicules et de dendrogrammes dans l'expérimentation. Pour mesurer le potentiel de réduction, nous définissons l'indicateur du taux de réduction du nombre de classe τ_r dans l'équation (Eq. 25) :

$$\tau_r = 1 - \frac{\sum_{1 \leq k \leq N(X_i)} N(C_{kl})_{\text{opt}}}{N(V_i) \times N(X_i) \times N(Y_i)} \quad (25)$$

Nous pensons qu'un compromis existe entre un faible niveau d'erreurs et un haut niveau de *clustering*, de sorte que les classes créées sont identifiables avec un faible nombre de caractéristiques véhicules.

5.3.3 Aspects organisationnels

Les ACV sont effectuées par l'équipe environnement pour toutes les étapes du cycle de vie (incluant la logistique amont et aval à l'usine terminale) et sur 10 indicateurs de flux et d'impacts environnementaux (incluant l'appauvrissement de ressources naturelles, l'acidification de l'air, l'eutrophisation de l'eau, le réchauffement climatique, la création d'ozone photochimique). Mais, comme énoncé dans la problématique, l'intégration de nouvelles dimensions dans le PCI doit être progressive. Intégrer, en même temps, l'évaluation d'innovations sur 10 indicateurs de flux et d'impacts environnementaux, sur l'ensemble des étapes du cycle de vie, pourrait être un frein à l'acceptation des pilotes d'innovations qui n'ont pas d'expérience avec la dimension « Environnement ». Une stratégie d'apprentissage doit donc être adaptée au travers de la construction d'une spirale d'apprentissage tandis que les EMEECS sont mis à jour (Tableau 27). A chaque phase d'apprentissage ($i := i + 1$), l'équipe Environnement peut inclure d'autres indicateurs environnementaux ($N(X_i) \leq N(X_{i+1})$), d'autres étapes du cycle de vie ($N(Y_i) \leq N(Y_{i+1})$), afin d'étendre la dimension « Environnement ».

Tableau 27. Exemple d'une stratégie d'expansion de la prise en compte de la dimension Environnement

Paramètres de la stratégie d'apprentissage	Learning phase i			
	1	2	3	...
Nombre de véhicules $N(V_i)$	17	20	24	...
Nombre de catégories d'impacts environnementaux $N(X_i)$	4	4	5	...
Nombre d'étapes du cycle de vie $N(Y_i)$	3	3	4	...
Cycles de conduite	NEDC	NEDC	WLTP	...

Au regard des indicateurs environnementaux sur lesquels communiquent des constructeurs (Tableau 28) et différentes publications dans le domaine automobile (Tableau 29), nous proposons d'initialiser le processus avec quatre indicateurs environnementaux, calculés par la méthode CML 2001 :

- *Global warming potential*, GWP, [kg CO₂-Equivalent] ;
- *Eutrophication potential*, EP, [kg Phosphate-Equivalent] ;
- *Photochemical ozone creation potential*, POCP, [kg Ethène-Equivalent] ;
- *Abiotic depletion potential*, ADP, [kg Sb-Equivalent].

Tableau 28. Indicateurs environnementaux communiqués par les constructeurs d'automobiles

Constructeur	Sources	Véhicules	Indicateurs
Nissan	Sustainability reports	LEAF	CO ₂
Volkswagen	Environmental Commendations	Golf	GWP, POCP, AP, ODP, EP
		Passat	GWP, POCP
		Polo	GWP, POCP
Mercedes	Environmental Certificates (Finkbeiner, Hoffmann, 2006)	A-Class	GWP, AP, EP, ADP, POCP
		B-Class	GWP, AP, EP, ADP, POCP
		S-Class	GWP, AP, EP, ADP, POCP
Hyundai Motor	Sustainability reports	Tucson ix, i10 et i20	CO ₂
Honda	Sustainability reports	Civic, CR-V, Freed Hybrid, N BOX, Fit shuttle hybrid	CO ₂
Ford	(Schmidt, 2006)	S-Max et Galaxy	GWP, POCP

Tableau 29. Indicateurs environnementaux et flux utilisés dans six publications issues du secteur automobile

Indicateurs	(Schmidt et al., 2004)	(Muñoz et al., 2005)	(Alonso et al., 2007)	(Ribeiro et al., 2006)	(Puri et al., 2009)	(Dlamini et al., 2011)
ADP	X	X	X	X	X	
AP	X	X	X	X	X	X
EC		X			X	X
EP			X	X		
GWP	X	X	X	X	X	X
http		X	X	X		
ODP	X			X	X	
POCP	X	X	X	X	X	X
Toxicité		X		X		X
Déchets	X	X			X	X
Pollution de l'eau					X	
WC		X				

ADP	Abiotic depletion potential	[kg Sb-Equiv.]
AP	Acidification potential	[kg SO ₂ -Equiv.]
EC	Energy consumption	[MJ]
EP	Eutrophication potential	[kg Phosphate-Equiv.]
GWP	Global warming potential	[kg CO ₂ -Equiv.]
HTP	Human toxicity potential	[kg DCB-Equiv.]
ODP	Ozone depletion potential	[kg R11-Equiv.]
POCP	Photochemical ozone creation potential	[kg Ethene-Equiv.]
WC	Water consumption	[L]

Lorsque des indicateurs environnementaux sont ajoutés, le processus de construction des EMEECS doit être stable. Nous pensons que le groupe (D4) est le plus stable vis-à-vis du nombre de classes et de l'incertitude parce que l'indépendance de tous les indicateurs environnementaux et de toutes les étapes du cycle de vie est assurée.

A chaque phase d'apprentissage, l'équipe Environnement peut avoir réalisé des ACV de nouveaux véhicules ($N(V_i) \leq N(V_{i+1})$). L'intégration de résultats d'ACV dans le processus de création d'EMEECS devrait aussi être stable vis-à-vis du nombre de classes et de l'incertitude. Nous pensons que cette stabilité est assurée par la CAH.

5.4 Résultats

Dans la section précédente, les hypothèses et données d'entrée utilisées dans cet article ont été présentés. Dans cette section, le protocole expérimental est d'abord décrit. Puis, la construction des classes optimales est testée ; les influences des catégories d'impacts environnementaux et des étapes du cycle de vie sont aussi montrées. Troisièmement, l'influence du seuil de la condition limite (C) est testée. Enfin, l'influence de différentes populations de l'échantillon de départ est testée.

5.4.1 Protocole expérimental

Les EMEECS sont testés par trois expérimentations. Pour chacune, les éléments suivants sont montrés :

- La moyenne des erreurs $\mu(\varepsilon_{jklm})$ et la variabilité des erreurs, représentée par l'écart-type $\sigma(\varepsilon_{jklm})$;
- Le taux de réduction du nombre de classe τ_r ;
- Les groupes de véhicules sont faits grâce aux caractéristiques de véhicules qui sont décrites dans le Tableau 26.

Dans la première expérimentation, l'hypothèse que l'application de la CAH aux résultats d'ACV précédentes peut créer des classes optimales identifiables par un nombre restreint de caractéristiques de véhicules est testée. Comme il y a plusieurs solutions pour construire les dendrogrammes, les résultats obtenus pour les quatre groupes de dendrogrammes (D1)-(D4) sont comparés. Les graphes d'influence des indicateurs environnementaux sont montrés, et les classes ainsi créées sont synthétisées dans un tableau.

Dans la seconde expérimentation, l'influence du seuil ε_{\max} sur la moyenne et l'écart-type des erreurs, et sur le taux de réduction du nombre de classe, est expérimentée avec 33 valeurs de ε_{\max} variant de 0,1% à 40%. Le but est alors d'obtenir le meilleur compromis entre un taux de réduction du nombre de classe élevé et une variabilité d'erreurs faible.

Dans la troisième et dernière expérimentation, l'influence de la spirale d'apprentissage est évaluée en comparant les résultats obtenus avec 10 populations différentes de 13 véhicules avec les résultats obtenus avec la population de 17 véhicules utilisée jusqu'à présent. Le but est de simuler l'ajout de résultats d'ACV et la mise à jour des EMEECS. Les classes doivent être similaires, et le nombre de classes optimal égal impliquant une augmentation du taux de réduction du nombre de classes.

5.4.2 Comparaison des groupes de dendrogrammes

Dans un premier temps, nous comparons dans cette expérimentation les résultats obtenus avec les quatre groupes de dendrogrammes synthétisés dans le Tableau 30. Le taux de réduction du nombre de classes est clairement différent d'un groupe à un autre. Il est inférieur à 50% pour les groupes (D1) et (D3), respectivement 29% et 45%. Dans ces deux groupes, les indicateurs

environnementaux sont cumulés par la définition de l'indice de dissimilarité. Le taux de réduction du nombre de classes des groupes (D2) et (D4) sont supérieurs à 50%, respectivement 72% et 75%. Dans le groupe (D2), les valeurs des indicateurs environnementaux sont calculées sur l'ensemble du cycle de vie, tandis que dans le groupe (D4), les indicateurs environnementaux sont discrétisés pour chaque étape du cycle de vie. Pour tous les groupes de dendrogrammes, la moyenne des erreurs relatives $\mu(\varepsilon_{jklm})$ est significativement basse, inférieure à 0,20%. L'écart-type est clairement plus bas pour le groupe (D1) que pour les groupes (D2) et (D4) ; l'écart-type du groupe (D3) a une valeur intermédiaire. On peut donc observer que la discrétisation engendre de plus grandes réductions de classes mais aussi plus d'erreurs ; cet effet est plus fort avec les étapes du cycle de vie qu'avec les catégories d'impacts. Comme mentionné dans la méthodologie de recherche, le taux de réduction du nombre de classes devrait être au moins égal à 50% ; les groupes (D1) et (D3) ne remplissent pas cette exigence, et un choix doit être fait entre (D2) et (D4) où les indicateurs environnementaux ne sont pas cumulés.

Tableau 30. Résultats pour les quatre groupes de dendrogrammes

Variabes d'observation	(D1)	(D2)	(D3)	(D4)
$N(V_i) \times N(X_i) \times N(Y_i)$	17	68	51	204
$\sum_{\substack{1 \leq k \leq N(X_i) \\ 1 \leq l \leq N(Y_i)}} N(C_{kl})_{opt}$	12	19	28	52
τ_r	29%	72%	45%	75%
$\mu(\varepsilon_{jklm})$	0.06%	0.18%	0.11%	0.19%
$\sigma(\varepsilon_{jklm})$	2.56%	4.28%	3.35%	4.30%

Dans un deuxième temps, les influences des catégories d'impacts sur les groupes de dendrogrammes (D2) et (D4) sont montrées sur la Figure 53. Le groupe (D2) où les étapes du cycle de vie sont cumulées est représenté par des losanges ; le groupe (D4) où ni les étapes du cycle de vie, ni les indicateurs environnementaux ne sont cumulés, est représenté par des carrés. Pour chaque groupe de dendrogrammes, un polygone est alors formé dont les sommets sont les catégories d'impacts environnementaux. On observe ainsi que l'aire du polygone (D2) est plus grande que celle du polygone (D4). Cela signifie que la méthode de construction des dendrogrammes du groupe (D2) est plus sensible aux indicateurs environnementaux que celle du groupe (D4) ; la variabilité des erreurs et du nombre de classes au sein du même groupe est plus grande pour le groupe (D2) que pour le groupe (D4). De plus, l'ajout d'une catégorie d'impacts environnementaux et/ou d'une étape du cycle de vie au cours de la succession des phases d'apprentissage n'aura aucune incidence sur celles déjà intégrées pour le groupe (D4).

Ces observations mènent à la conclusion que la méthode de calcul des dendrogrammes du groupe (D4) présente plus d'avantages que celle employée pour le groupe (D2). Le groupe de dendrogrammes (D4) est donc utilisé dans la suite de cet article.

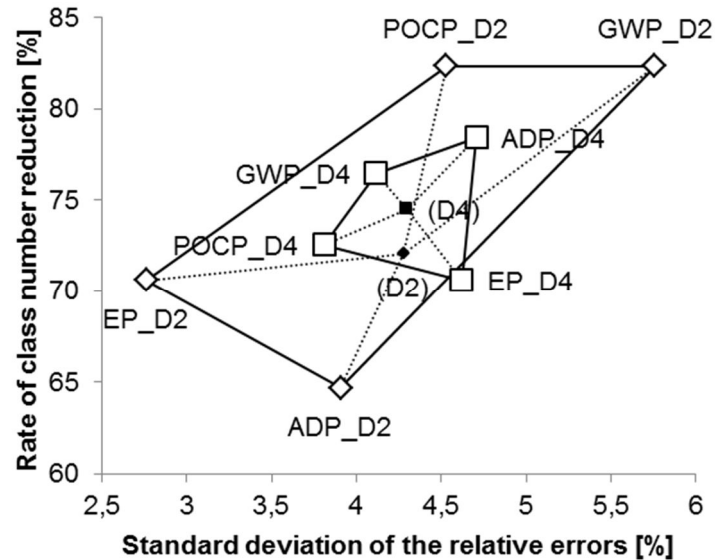


Figure 53. Représentation du taux de réduction du nombre de classes en fonction de l'écart-type des erreurs relatives des erreurs relatives commises sur les valeurs des indicateurs environnementaux discrétisés des groupes de dendrogrammes (D2) et (D4).

Les résultats montrés dans le Tableau 31 se focalisent sur l'étape de fabrication et concerne les classes de voitures obtenues par l'application du processus itératif sur les dendrogrammes du groupe (D4) ; les résultats complets sont disponible dans l'annexe 5.8.2. On remarque ainsi :

- GWP : les véhicules hybrides forment une classe ensemble à cause de la présence de métaux précieux dans la batterie. Les autres classes sont identifiables en fonction du segment des véhicules qui la constitue : {B}, {C}, et {C+ ; D ; crossover} ;
- EP : Le premier critère de séparation est la présence de cuir dans les véhicules de segments supérieurs ou égaux au C, assimilée à un niveau de finition haute. Le crossover hybride {V10}, véhicule le plus lourd de la population, est séparé des autres hybrides qui se groupent avec le crossover qui a le plus de cuirs {V9 ; V13 ; V17}. Le monospace de 7 places {V8} est également séparé. Les véhicules de segment B de finition moyenne {V1 ; V2}, de segment D avec cuir {V11 ; V 12}, se groupent. Le deuxième monospace de 5 places est groupé avec les deux segments B haut de gamme {V4 ; V14 ; V16}. Enfin, l'ensemble du segment C est groupé avec le segment B de finition haute qui a le moins de cuirs {V3 ; V5 ; V6 ; V7 ; V15} ;

- POCP : Mêmes classes que GWP – Fabrication ;
- ADP : Les hybrides sont groupés ensemble. Puis les groupements se font par segment et par niveau de finition. Le segment B haut de gamme est groupé avec le segment C de finition moyenne {V3 ; V4 ; V5 ; V6 ; V14}. Le segment B de finition moyenne est groupé {V1 ; V2}, comme le segment D de finition haute {V11 ; V12}. Le segment C de finition haute est groupé avec le coupé-cabriolet et le monospace 5 places {V7 ; V15 ; V16}. Enfin, le monospace 7 places est groupé avec le crossover {V8 ; V9}.

Tableau 31. Description des classes de véhicules pour l'étape de fabrication

Numéro de la classe	GWP	EP	POCP	ADP
1	V10 V13 V17	V8	V10 V13 V17	V10 V13 V17
2	V1 V2 V3 V4 V14	V10	V8 V9 V11 V12 V15 V16	V8 V9
3	V5 V6 V7	V9 V13 V17	V1 V2 V3 V4 V14	V11 V12
4	V8 V9 V11 V12 V15 V16	V11 V12	V5 V6 V7	V7 V15 V16
5	-	V4 V14 V16	-	V1 V2
6	-	V1 V2	-	V3 V4 V5 V6 V14
7	-	V3 V5 V6 V7 V15	-	-

Sur l'étape d'utilisation les indicateurs EP et POCP dépendent des émissions liées à l'usage des véhicules. Or ces émissions varient fortement et de manière aléatoire d'un véhicule à l'autre. Les caractéristiques de véhicules ne suffisent pas pour décrire les classes obtenues pour la catégorie d'impacts POCP pendant la phase d'usage. Néanmoins, pour les autres catégories d'impacts et étapes du cycle de vie, les classes obtenues sur les dendrogrammes du groupe (D4) sont identifiables grâce à cinq caractéristiques de véhicules : le segment, la silhouette, la finition, le type de carburant, et la consommation.

5.4.3 Influence de la valeur du seuil ε_{\max} de la condition limite (C)

Dans cette sous-section est expérimentée l'évolution de la moyenne et de la variabilité des erreurs relatives, et du taux de réduction du nombre de classes en fonction de la valeur du seuil ε_{\max} de la condition limite (C). Ces trois fonctions sont respectivement représentées sur les Figure 54a, b, et c et sont respectivement de type polynomial, linéaire, et logarithmique. On peut donc observer que faire évoluer la valeur du seuil ε_{\max} est équivalent à faire évoluer l'écart-type.

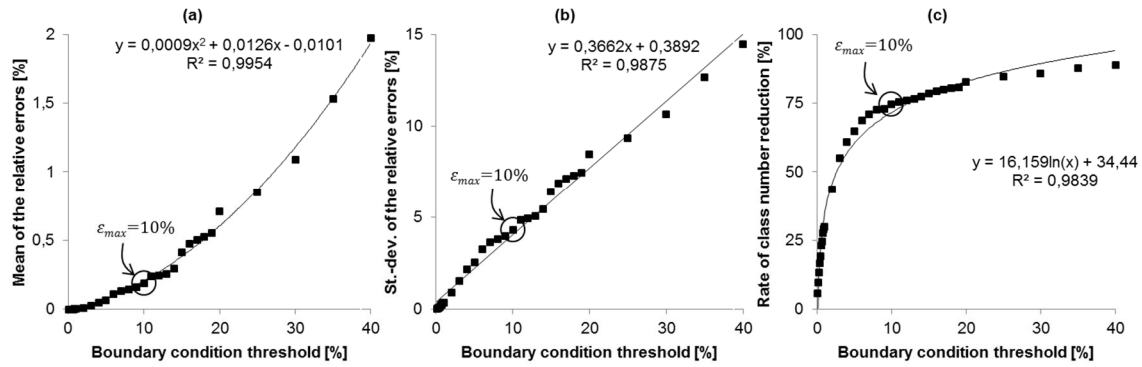


Figure 54. Évolution de la moyenne (a) et de l'écart-type (b) des erreurs relatives, et du taux de réduction du nombre de classes (c) en fonction du seuil de la condition limite (C) dont la valeur varie entre 0,1% et 40%.

Sur la Figure 55a est représentée l'évolution du taux de réduction de classes en fonction de l'écart-type des erreurs relatives qui est de type logarithmique. Moins de classes sont créées, moins les erreurs relatives sont dispersées, et plus elles sont proches de 0. La Figure 55b est un agrandissement de la Figure 55a entre $\epsilon_{\max}=7\%$ et $\epsilon_{\max}=13\%$, avec un pas constant de 1%. La distance sur l'axe des ordonnées entre les points $\epsilon_{\max}=9\%$ et $\epsilon_{\max}=10\%$ est significative ; cela signifie que réduire la valeur du seuil pour réduire la variabilité des erreurs conduit à un nombre de classes plus grand. De la même manière, la distance sur l'axe des abscisses entre les points $\epsilon_{\max}=10\%$ et $\epsilon_{\max}=11\%$ est significative ; cela signifie qu'augmenter la valeur du seuil pour augmenter le taux de réduction du nombre de classes conduit à une plus grande variabilité d'erreurs.

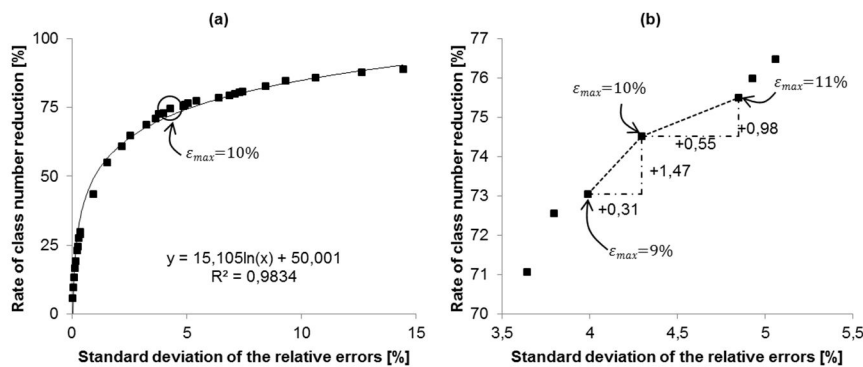


Figure 55. Évolution du taux de réduction du nombre de classes en fonction de l'écart-type des erreurs relatives pour différentes valeurs du seuil de condition limite (C) variant entre 0,1% et 40% (a) et entre 7% et 13% (b).

On peut alors noter que :

- Un bénéfice significatif en termes de réduction du nombre de classes n'est pas obtenu en autorisant des valeurs maximum d'erreurs relatives supérieures à 10%, et ;
- Le nombre de classes optimum augmente de 52 à 55 tandis que la valeur du seuil est réduite seulement de 1%, et le nombre de caractéristiques de véhicules pour identifier les classes augmenterait.

$\varepsilon_{\max}=10\%$ semble donc être un bon compromis entre un taux de réduction du nombre de classes élevé et une faible dispersion des erreurs relatives.

5.4.4 Comparaison des résultats entre différentes populations de l'échantillon de départ

Dans cette troisième et dernière expérimentation, dix simulations sont réalisées avec des populations de 13 véhicules parmi les 17 de départ. Les 4 véhicules omis pour chaque simulation sont donnés dans le Tableau 32.

Tableau 32. Liste des véhicules omis pour chacune des 10 simulations

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
V14	V1	V6	V8	V5	V9	V1	V2	V3	V1
V15	V3	V9	V10	V6	V10	V9	V4	V6	V2
V16	V7	V12	V13	V7	V12	V14	V5	V10	V3
V17	V8	V13	V17	V15	V17	V16	V11	V11	V4

Les résultats des dix simulations sont représentés sur la Figure 56. On remarque que pour 9 d'entre elles, le taux de réduction du nombre de classes augmente clairement entre les différents échantillons de 13 véhicules et le groupe de référence noté (0) constitué des 17 véhicules. Ceci traduit un nombre de classes qui varie peu et est compris entre 46 et 50. Au contraire, les écarts-types des erreurs relatives sont dispersés, compris entre 3,4% et 4,11%. La simulation (4), pour laquelle tous les hybrides et le monospace 7 places n'ont pas été considérés, atteint un taux de réduction de 72%, le plus haut des échantillons de 13 véhicules. Son nombre de classes est le plus bas et est égal à 44. Les classes optimum sont similaires à celles réalisées avec (D4), les véhicules V8, V10, V13, et V17 en moins. Toutefois, pour l'étape de fabrication, le véhicule V9 est groupé avec V11 et V12 sur l'indicateur EP alors qu'ils étaient séparés avec 17 véhicules (Tableau 33).

Les classes optimum de véhicules sont stables et identifiables en fonction des caractéristiques véhicules.

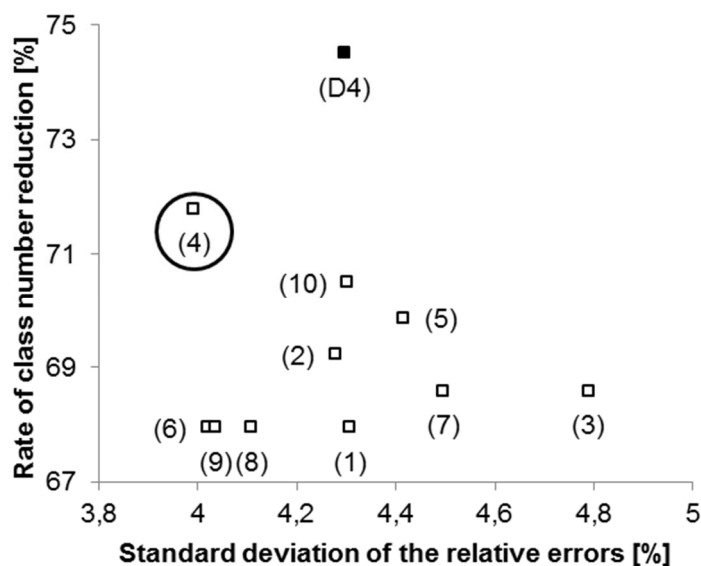


Figure 56. Représentation du taux de réduction du nombre de classes en fonction de l'écart-type des erreurs relatives de 10 simulations avec des échantillons de 13 véhicules comparés aux résultats du groupe (D4) avec 17 véhicules.

Tableau 33. Description des classes de véhicules pour l'étape de fabrication de la simulation (4)

Numéro de la classe	GWP	EP	POCP	ADP
1	V1 V2 V3 V4 V14	V9 V11 V12	V9 V11 V12 V15 V16	V11 V12
2	V5 V6 V7	V4 V14 V16	V1 V2 V3 V4 V14	V9
3	V9 V11 V12 V15 V16	V1 V2	V5 V6 V7	V7 V15 V16
4	-	V3 V5 V6 V7 V15	-	V1 V2
5	-	-	-	V3 V4 V5 V6 V14

5.5 Discussions

La première expérience concerne la question clef Q1. Les classes obtenues par la CAH et le processus itératif peuvent être identifiées par 5 caractéristiques véhicules : segment, silhouette, finition, type de carburant, et consommation. La gamme complète du constructeur d'automobiles peut être modélisée. La condition limite (C) $\varepsilon_{\max} = 10\%$ est un bon compromis entre un nombre de classes satisfaisant et une variabilité des erreurs relatives bas, comme montré dans la troisième expérience.

Les classes déduites sur l'indicateur POCP pour la phase d'usage sont néanmoins moins faciles à identifier parce que tous les véhicules utilisés dans cet article répondent à la même norme de dépollution Euro V. Ceci est dû à la difficulté de trouver une relation entre les émissions de

polluants et une caractéristique véhicule, comme montré sur la Figure 57 où des valeurs de POCP sont calculées sur l'étape de *Tank to Wheels* pour 66 véhicules à Diesel et 96 véhicules à essence (segments B, C, D et crossovers). Les émissions de polluants ont été collectées sur le site Internet de l'ADEME de comparaison de véhicules, pour différentes versions de véhicules utilisées dans cet article. Deux nuages relativement séparés de points apparaissent, mais aucune différence significative en termes de valeurs de POCP.

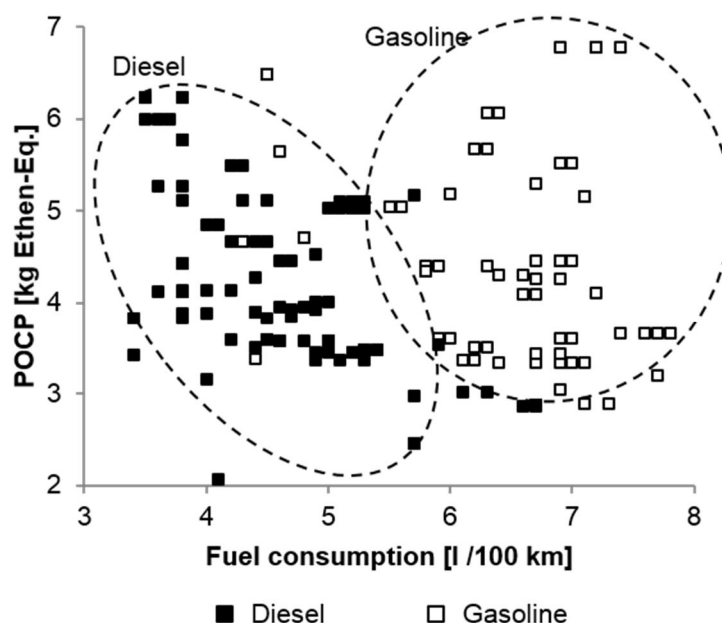


Figure 57. Valeurs de l'indicateur POCP sur l'étape de *Tank to Wheels* de 162 véhicules en fonction de leur consommation et du type de carburant (essence ou Diesel).

Pour chaque phase de la spirale d'apprentissage, des indicateurs environnementaux, des étapes du cycle de vie, et/ou des véhicules sont ajoutés. D'une part (question clef Q3), il a été montré que les indicateurs environnementaux et les étapes du cycle de vie ont certes une forte influence sur la variabilité des erreurs relatives. Cependant, en utilisant le mode de calcul du groupe (D4), les classes optimales obtenues pour les étapes du cycle de vie et les indicateurs environnementaux déjà pris en compte ne seront pas modifiés suite à l'expansion de la dimension « Environnement ». D'autre part (question clef Q2), l'ajout de véhicules a peu d'influence sur l'identification des classes optimales. La variation du nombre de classes optimales est faible, engendrant une augmentation du taux de réduction du nombre de classes. Néanmoins, le processus d'amélioration continue est basé sur la réalisation systématique d'ACV dont les résultats sont intégrés au processus de création d'EMEECS afin de mettre à jour les valeurs des indicateurs environnementaux des modèles. Si la stratégie de l'entreprise concernant la

réalisation d'ACV venait à changer, le processus d'amélioration continue pourrait ne pas être assuré.

L'outil « *Design Advisor* » développé par WorldAutoSteel a une stratégie similaire à celle de TEEPI. Le BOM d'un véhicule est paramétré de manière à ce que le véhicule puisse être défini avec un jeu de paramètre (masse, dimensions, silhouette...). Puis l'utilisateur peut définir les modules remplacé et remplaçant, et rapport, au niveau du véhicule, les impacts GWP et coûts induits. La philosophie de « *Design Advisor* » est la même que celle de l'utilisation des EMEECS dans TEEPI ; mais les stratégies de modélisation divergent : « *Design Advisor* » crée des modèles à partir d'hypothèses physiques appliquées à un benchmark de bilans masse/matière et de données d'usage, alors que les EMEECS sont directement sur les résultats d'ACV précédentes. Néanmoins, la gamme et les versions de véhicules modélisées peuvent plus facilement être plus grandes dans « *Design Advisor* » où l'utilisateur est amené à définir plus précisément son véhicule. En revanche, alors que « *Design Advisor* » ne prend en compte que l'indicateur environnemental GWP, TEEPI peut gérer quatre indicateurs environnementaux, voire plus.

5.6 Conclusion

La méthode de construction des modèles évolutifs pour l'évaluation environnementale de systèmes complexes présentée dans cet article a deux bénéfices : premièrement, l'évaluation extrinsèque d'un sous-système innovant est simplifiée en évitant l'évaluation complète du futur système global ; et deuxièmement, sur une vision long terme, une spirale d'apprentissage organisationnel est générée entre les équipes projets, innovation, et environnement, sur la thématique de l'écoconception, conduisant ainsi à une amélioration continue du PCI de produits. Les ingénieurs peuvent faire une évaluation environnementale de leur innovation plus tôt dans le PCI sans avoir à disposition une description complète du programme véhicule auquel elle sera raccordée. Un référentiel d'écoconception intégré dans la procédure Qualité en innovation a été développé par l'équipe écoconception afin de garantir l'utilisation de TEEPI. Toutes les innovations qui peuvent *a priori* avoir un risque environnemental selon des critères qualitatifs définis dans le référentiel d'écoconception devraient être évaluées sur TEEPI. L'utilisation de TEEPI et son expérimentation sur des cas d'études feront l'objet d'une future publication par les auteurs de cet article.

Nous avons identifié d'autres travaux à conduire. Premièrement, l'augmentation du niveau de granularité pour construire les modèles : ceux-ci pourraient alors être construits sur les sous-systèmes (caisse-en-blanc, groupe motopropulseur, ...) au lieu du véhicule complet. Une meilleure précision pourrait être atteinte sans excessivement augmenter le nombre de caractéristiques nécessaire à l'identification des classes optimales. Pour ce faire, une CAH et le processus itératif seraient appliqués aux périmètres fonctionnels des véhicules. De plus, il serait intéressant de voir l'influence de l'introduction de véhicules de générations différentes.

Deuxièmement, seule la phase de diagnostic d'une méthode d'écoconception a été traitée dans cet article, et plus particulièrement la création de modèles environnementaux. Il paraît nécessaire de proposer des outils d'amélioration aux ingénieurs : lier les modèles environnementaux de véhicules à une méthode d'amélioration serait très utile aux ingénieurs pour améliorer leurs innovations. Par exemple, il pourrait être possible de lier la méthode développée par Tchertchian (Tchertchian et al., 2013) de résolution de problèmes d'écoconception par satisfaction de contraintes, avec TEEPI et les EMEECS.

5.7 Références

ALONSO, Juan C., DOSE, Julia, FLEISCHER, Günter, GERAGHTY, Kate, GREIF, André, RODRIGO, Julio et SCHMIDT, Wulf-Peter, 2007. Electrical and electronic components in the automotive sector: Economic and environmental assessment. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 juillet 2007. Vol. 12, n° 5, p. 328-335. DOI 10.1065/lca2006.08.263.

ANDRIANKAJA, Hery, BERTOLUCI, Gwenola et MILLET, Dominique, 2013. Development and integration of a simplified environmental assessment tool based on an environmental categorisation per range of products. In : Journal of Engineering Design. janvier 2013. Vol. 24, n° 1, p. 1-24. DOI 10.1080/09544828.2012.665226.

BALA, Alba, RAUGEI, Marco, BENVENISTE, Gabriela, GAZULLA, Cristina et FULLANA-I-PALMER, Pere, 2010. Simplified tools for global warming potential evaluation: when 'good enough' is best. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 juin 2010. Vol. 15, n° 5, p. 489-498. DOI 10.1007/s11367-010-0153-x.

BAUMANN, H., BOONS, F. et BRAGD, A., 2002. Mapping the green product development field: engineering, policy and business perspectives. In : Journal of Cleaner Production. octobre 2002. Vol. 10, n° 5, p. 409-425. DOI 10.1016/S0959-6526(02)00015-X.

BEAUME, Romain, MANIAK, Remi et MIDLER, Christophe, 2009. Crossing innovation and product projects management: A comparative analysis in the automotive industry. In : International Journal of Project Management. février 2009. Vol. 27, n° 2, p. 166-174. DOI 10.1016/j.ijproman.2008.09.004.

BOCKEN, N. M. P., ALLWOOD, J. M., WILLEY, A. R. et KING, J. M. H., 2011. Development of an eco-ideation tool to identify stepwise greenhouse gas emissions reduction options for consumer goods. In : Journal of Cleaner Production. août 2011. Vol. 19, n° 12, p. 1279-1287. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.04.009.

BOHM, Matt R., HAAPALA, Karl R., POPPA, Kerry, STONE, Robert B. et TUMER, Irem Y., 2010. Integrating Life Cycle Assessment Into the Conceptual Phase of Design Using a Design Repository. In : Journal of Mechanical Design. 16 septembre 2010. Vol. 132, n° 9, p. 091005-091005. DOI 10.1115/1.4002152.

BOVEA, M. D. et PÉREZ-BELIS, V., 2012. A taxonomy of ecodesign tools for integrating environmental requirements into the product design process. In : Journal of Cleaner Production. janvier 2012. Vol. 20, n° 1, p. 61-71. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.07.012.

COLLADO-RUIZ, Daniel et OSTAD-AHMAD-GHORABI, Hesamedin, 2010. Comparing LCA results out of competing products: developing reference ranges from a product family approach. In : Journal of Cleaner Production. mars 2010. Vol. 18, n° 4, p. 355-364. DOI 10.1016/j.jclepro.2009.11.003.

CURZONS, Alan D., JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, Concepción, DUNCAN, Ailsa L., CONSTABLE, David J. C. et CUNNINGHAM, Virginia L., 2007. Fast life cycle assessment of synthetic chemistry (FLASCTM) tool. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 29 mars 2007. Vol. 12, n° 4, p. 272-280. DOI 10.1065/lca2007.03.315.

DLAMINI, Ndumiso G., FUJIMURA, Kenta, YAMASUE, Eiji, OKUMURA, Hideyuki et ISHIHARA, Keiichi N., 2011. The environmental LCA of steel vs HDPE car fuel tanks with varied pollution control. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 30 mars 2011. Vol. 16, n° 5, p. 410-419. DOI 10.1007/s11367-011-0277-7.

FINKBEINER, Matthias et HOFFMANN, Rüdiger, 2006. Application of Life Cycle Assessment for the Environmental Certificate of the Mercedes-Benz S-Class (7 pp). In : The

International Journal of Life Cycle Assessment. 1 juillet 2006. Vol. 11, n° 4, p. 240-246. DOI 10.1065/lca2006.05.248.

FINNVEDEN, Göran, HAUSCHILD, Michael Z., EKVALL, Tomas, GUINÉE, Jeroen, HEIJUNGS, Reinout, HELLWEG, Stefanie, KOEHLER, Annette, PENNINGTON, David et SUH, Sangwon, 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. In : Journal of Environmental Management. octobre 2009. Vol. 91, n° 1, p. 1-21. DOI 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.

GASAFI, Edgar et WEIL, Marcel, 2011. Approach and application of life cycle screening in early phases of process design: case study of supercritical water gasification. In : Journal of Cleaner Production. septembre 2011. Vol. 19, n° 14, p. 1590-1600. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.05.021.

GEYER, Roland, 2008. Parametric Assessment of Climate Change Impacts of Automotive Material Substitution. In : Environmental Science & Technology. 15 septembre 2008. Vol. 42, n° 18, p. 6973-6979. DOI 10.1021/es800314w.

GRAEDEL, T. E., LANZANO, T., POTT, W. et ARAUJO, R. J., 2005. Multiscale Life-Cycle Assessment [en ligne]. S.l. : Yale School of Forestry & Environmental Studies. [Consulté le 25 mars 2013]. Disponible à l'adresse : http://environment.research.yale.edu/documents/downloads/v-z/wp_6_multiscale_lifecycle.pdf.

HASTIE, Trevor, TIBSHIRANI, Robert et FRIEDMAN, J. Jerome H., 2001. The elements of statistical learning [en ligne]. S.l. : Springer New York. [Consulté le 2 avril 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www-stat.stanford.edu/~tibs/book/preface.ps>.

JACQUEMIN, Leslie, PONTALIER, Pierre-Yves et SABLAYROLLES, Caroline, 2012. Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 3 mai 2012. Vol. 17, n° 8, p. 1028-1041. DOI 10.1007/s11367-012-0432-9.

JACQUESON, Loic, MILLET, Dominique et AOUSSAT, Ameziane, 2003. Integration of the environment in product design by a learning process: proposal for a piloting tool. In : International Journal of Environment and Pollution. 1 janvier 2003. Vol. 19, n° 4, p. 317-335.

JOHANSSON, G., GREIF, A. et FLEISCHER, G., 2007. Managing the design/environment interface: studies of integration mechanisms. In : *International Journal of Production Research*. 15 septembre 2007. Vol. 45, n° 18-19, p. 4041-4055. DOI 10.1080/00207540701474823.

JOHANSSON, Glenn et MAGNUSSON, Thomas, 2006. Organising for environmental considerations in complex product development projects: implications from introducing a « Green » sub-project. In : *Journal of Cleaner Production*. 2006. Vol. 14, n° 15–16, p. 1368-1376. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.11.014.

KARLSSON, Reine, STEEN, Bengt et WENDEL, Agneta, 1997. EPS as a Life Cycle oriented System Assessment Tool to Facilitate Industrial Learning about Relations to the Environment. In : BARLAS, Yaman, DIKER, Vedat G. et POLAT, Seckin (éd.), *The 15th International Conference of the System Dynamics Society* [en ligne]. Istanbul, Turkey : s.n. 1997. p. 61-68. Disponible à l'adresse : <http://www.systemdynamics.org/conferences/1997/karlsson.pdf>.

KEOLEIAN, G.A. et KAR, K., 2003. Elucidating complex design and management tradeoffs through life cycle design: air intake manifold demonstration project. In : *Journal of Cleaner Production*. février 2003. Vol. 11, n° 1, p. 61-77. DOI 10.1016/S0959-6526(02)00004-5.

KEOLEIAN, Gregory A., SPATARI, Sabrina, BEAL, Robb T., STEPHENS, Robert D. et WILLIAMS, Ronald L., 1998. Application of life cycle inventory analysis to fuel tank system design. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 janvier 1998. Vol. 3, n° 1, p. 18-28. DOI 10.1007/BF02978446.

LE POCHAT, Stéphane, BERTOLUCI, Gwenola et FROELICH, Daniel, 2007. Integrating ecodesign by conducting changes in SMEs. In : *Journal of Cleaner Production*. 2007. Vol. 15, n° 7, p. 671-680. DOI 10.1016/j.jclepro.2006.01.004.

MILLET, Dominique, BISTAGNINO, Luigi, CAMOUS, Roger et AOUSSAT, Ameziane, 2004. Integration of New Dimensions in Design Process. In : TICHKIEWITCH, Serge et BRISSAUD, Daniel (éd.), *Methods and Tools for Co-operative and Integrated Design* [en ligne]. S.l. : Springer Netherlands. p. 209-222. [Consulté le 22 janvier 2014]. ISBN 978-90-481-6536-0, 978-94-017-2256-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-017-2256-8_18.

MILLET, Dominique, BISTAGNINO, Luigi, LANZAVECCHIA, C., CAMOUS, Roger et POLDMA, Tiiu, 2007. Does the potential of the use of LCA match the design team needs? In : Journal of Cleaner Production. 2007. Vol. 15, n° 4, p. 335-346. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.07.016.

MUÑOZ, Ivan, RIERADEVALL, Joan, DOMÈNECH, Xavier et GAZULLA, Cristina, 2005. Using LCA to Assess Eco-design in the Automotive Sector: Case Study of a Polyolefinic Door Panel (12 pp). In : 23 mai 2005. p. 323-334.

NAKANO, Katsuyuki et HIRAO, Masahiko, 2011. Collaborative activity with business partners for improvement of product environmental performance using LCA. In : Journal of Cleaner Production. juillet 2011. Vol. 19, n° 11, p. 1189-1197. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.03.007.

OLTRA, Vanessa et SAINT JEAN, Maïder, 2009. Sectoral systems of environmental innovation: An application to the French automotive industry. In : Technological Forecasting and Social Change. mai 2009. Vol. 76, n° 4, p. 567-583. DOI 10.1016/j.techfore.2008.03.025.

OSTAD-AHMAD-GHORABI, Hesamedin et COLLADO-RUIZ, Daniel, 2011. Tool for the environmental assessment of cranes based on parameterization. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 juin 2011. Vol. 16, n° 5, p. 392-400. DOI 10.1007/s11367-011-0280-z.

POUDELET, Victor, CHAYER, Julie-Anne, MARGNI, Manuele, PELLERIN, Robert et SAMSON, Réjean, 2012. A process-based approach to operationalize life cycle assessment through the development of an eco-design decision-support system. In : Journal of Cleaner Production. septembre 2012. Vol. 33, p. 192-201. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.04.005.

PURI, Prateek, COMPSTON, Paul et PANTANO, Victor, 2009. Life cycle assessment of Australian automotive door skins. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 21 mai 2009. Vol. 14, n° 5, p. 420-428. DOI 10.1007/s11367-009-0103-7.

RIBEIRO, Catarina, FERREIRA, José V. et PARTIDÁRIO, Paulo, 2006. Life cycle assessment of a multi-material car component. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 23 décembre 2006. Vol. 12, n° 5, p. 336-345. DOI 10.1065/lca2006.12.304.

RIO, Maud, REYES, Tatiana et ROUCOULES, Lionel, 2013. Toward proactive (eco)design process: modeling information transformations among designers activities. In : Journal of Cleaner Production. janvier 2013. Vol. 39, p. 105-116. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.07.061.

SCHMIDT, Wulf-Peter, 2006. Life Cycle Tools within Ford of Europe's Product Sustainability Index. Case Study Ford S-MAX & Ford Galaxy (8 pp). In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 septembre 2006. Vol. 11, n° 5, p. 315-322. DOI 10.1065/lca2006.08.267.

SCHMIDT, Wulf-Peter et BEYER, Hans-Martin, 1999. Environmental considerations on battery-housing recovery. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 mars 1999. Vol. 4, n° 2, p. 107-112. DOI 10.1007/BF02979410.

SCHMIDT, Wulf-Peter, DAHLQVIST, Elisabeth, FINKBEINER, Matthias, KRINKE, Stephan, LAZZARI, Silvia, OSCHMANN, Dirk, PICHON, Sophie et THIEL, Christian, 2004. Life cycle assessment of lightweight and end-of-life scenarios for generic compact class passenger vehicles. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 novembre 2004. Vol. 9, n° 6, p. 405-416. DOI 10.1007/BF02979084.

SCHWEIMER, Georg W. et LEVIN, Marcel, 2000. Life cycle inventory for the Golf A4 [en ligne]. S.l. Volkswagen AG. Disponible à l'adresse : http://www.volkswagenag.com/vwag/vwcorp/info_center/en/publications/2007/01/Golf_A4_Life_Cycle_Inventory.-bin.acq/qual-BinaryStorageItem.Single.File/golfa4_english.pdf.

SOUSA, Ines et WALLACE, David, 2006. Product classification to support approximate life-cycle assessment of design concepts. In : Technological Forecasting and Social Change. mars 2006. Vol. 73, n° 3, p. 228-249. DOI 10.1016/j.techfore.2004.03.007.

TCHERTCHIAN, Nicolas, YVARS, Pierre-Alain et MILLET, Dominique, 2013. Benefits and limits of a Constraint Satisfaction Problem/Life Cycle Assessment approach for the ecodesign of complex systems: a case applied to a hybrid passenger ferry. In : Journal of Cleaner Production. mars 2013. Vol. 42, p. 1-18. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.10.048.

TINGSTRÖM, Johan et KARLSSON, Reine, 2006. The relationship between environmental analyses and the dialogue process in product development. In : Journal of Cleaner Production. 2006. Vol. 14, n° 15-16, p. 1409-1419. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.11.012.

5.8 Annexes

5.8.1 Annexe 1 : Valeurs centrées réduites par étape du cycle de vie et pour le cycle de vie complet

Étapes du cycle de vie Catégories d'impacts	Fabrication				Utilisation				Fin de vie				Cycle de vie			
	GWP	EP	POCP	ADP	GWP	EP	POCP	ADP	GWP	EP	POCP	ADP	GWP	EP	POCP	ADP
V1	-1.222	-1.093	-0.981	-0.640	-1.131	0.865	0.487	-0.998	-0.948	-0.969	-0.991	-0.936	-1.524	0.129	-0.429	-0.649
V2	-1.126	-1.097	-0.973	-0.596	-1.163	0.671	0.863	-0.304	-1.554	-1.344	-1.388	-1.587	-1.540	-0.014	0.161	-0.597
V3	-1.171	-0.786	-0.935	-0.551	-0.591	-1.217	1.657	2.027	-1.198	-0.721	-0.843	-1.448	-0.977	-1.216	1.445	-0.527
V4	-1.164	-0.350	-0.902	-0.535	-0.778	-1.240	0.216	-0.375	-0.979	-0.775	-0.855	-1.116	-1.156	-1.042	-0.753	-0.537
V5	-0.194	-0.778	-0.427	-0.527	1.351	-0.935	0.028	-0.918	-0.469	-0.616	-0.568	-0.325	1.271	-1.011	-0.473	-0.536
V6	-0.380	-0.837	-0.559	-0.540	1.053	-0.877	0.590	-0.929	-0.648	-0.808	-0.771	-0.515	0.913	-0.997	0.239	-0.548
V7	-0.498	-0.809	-0.510	-0.466	0.792	-0.913	-0.207	-0.932	-0.309	-0.142	-0.206	-0.445	0.625	-1.004	-0.935	-0.475
V8	0.158	2.221	0.276	-0.299	0.194	1.248	-0.426	0.617	1.517	1.888	1.798	1.198	0.277	1.875	-0.315	-0.291
V9	0.225	0.791	0.047	-0.335	1.366	-1.025	1.449	-0.953	0.811	1.037	0.989	0.638	1.446	-0.374	2.316	-0.344
V10	1.856	1.472	1.994	2.064	-1.010	0.518	-1.459	0.661	1.578	1.435	1.477	1.595	-0.391	1.025	0.140	2.065
V11	0.666	0.522	0.308	-0.119	-0.593	0.870	-0.352	1.697	0.849	0.498	0.562	0.982	-0.363	0.852	-0.171	-0.099
V12	0.189	0.398	0.057	-0.091	0.613	1.091	-1.051	0.867	0.368	0.089	0.172	0.556	0.676	0.951	-1.562	-0.081
V13	1.605	0.902	1.894	2.220	-1.255	0.806	-1.979	0.583	0.424	0.114	0.228	0.676	-0.739	0.969	-0.800	2.219
V14	-1.044	-0.451	-0.892	-0.567	0.725	-0.825	-0.049	-0.953	-1.073	-1.215	-1.220	-1.005	0.371	-0.795	-1.157	-0.576
V15	0.387	-0.636	-0.086	-0.471	1.351	-1.031	0.645	-0.918	-0.268	-0.603	-0.476	0.051	1.456	-1.017	0.893	-0.480
V16	0.222	-0.505	-0.071	-0.468	0.189	1.220	0.736	0.799	0.803	1.115	1.042	0.567	0.275	0.658	1.067	-0.457
V17	1.490	1.034	1.761	1.920	-1.113	0.774	-1.150	0.028	1.098	1.017	1.049	1.113	-0.618	1.011	0.335	1.914

5.8.2 Annexe 2 : Description complète des classes de véhicules

Étapes du cycle de vie	Catégories d'impacts	1	2	3	4	5	6	7	Commentaires
Fabrication	GWP	V10 V13 V17	V1 V2 V3 V4 V14	V5 V6 V7	V8 V9 V11 V12 V15 V16	-	-	-	Hybrids are grouped together because of the high density of precious metals in the battery. The other groups are made by car classification: {B}, {C}, and {C+ ; D ; crossover}.
	EP	V8	V10	V9 V13 V17	V11 V12	V4 V14 V16	V1 V2	V3 V5 V6 V7 V15	The presence of leather in segment C or upper vehicles is the prime separation criterion; it can be assimilated to a high quality finish. The hybrid crossover {V10}, the heaviest car in the collection, is separated from the other hybrids that are grouped with the crossover that has the most leather {V9; V13; V17}. The 7 seat monospace {V8} is also separated. Mid quality finish segment B vehicles are grouped {V1; V2}, such as high quality finish segment D vehicles {V11; V12}. The high quality finish segment B vehicles are grouped with the mid finish quality monospace {V4; V14; V16}. All the segment C vehicles are grouped with the high quality finish segment B that has the less leather {V3; V5; V6; V7; V15}.
	POCP	V10 V13 V17	V8 V9 V11 V12 V15 V16	V1 V2 V3 V4 V14	V5 V6 V7	-	-	-	Same groups than GWP – Manufacturing.

	ADP	V10 V13 V17	V8 V9	V11 V12	V7 V15 V16	V1 V2	V3 V4 V5 V6 V14	-	Hybrids are grouped together. Then groups are made per segment and per finish level. The high quality finish segment B vehicles are grouped with the mid quality finish segment C vehicles {V3; V4; V5; V6; V14}. The mid quality finish segment B vehicles are grouped together {V1; V2}, such as the high quality finish segment D {V11; V12}. The high quality finish segment C vehicle is grouped with the coupé-cabriolet and with the 5 seat mid quality finish monospace {V7; V15; V16}. Lastly, the 7 seat monospace is grouped with the ICE crossover {V8; V9}.
Utilisation	GWP	V1 V2 V3 V4 V10 V11 V13 V17	V5 V6 V9 V15	V7 V8 V12 V14 V16	-	-	-	-	Vehicle groups are made according to the fuel consumption to which the GWP value is linearly linked on the Well to Tank (WtT) and Tank to Wheels (TtW) steps. Vehicles whose consumption is lower than 4.5 L / 100 km are grouped together {V1; V2; V3; V4; V10; V11; V13; V17}, such as the vehicles whose consumption is between 5.2 and 6.1 L / 100 km, and as the vehicles whose consumption is upper than 6.4 L / 100 km.
	EP	V1 V2 V10 V11 V13 V17	V8 V12 V16	V3 V4	V5 V6 V7 V9 V14 V15	-	-	-	The prime separation criterion is the nature of the fuel (Diesel or Gasoline) that clearly impacts the Well to Wheels (WtW) step. The second criterion is the NOx emission quantity on the TtW step. The vehicle groups are therefore made according to the fuel consumption and the nature of the fuel: Diesel < 4.4 L / 100 km {V1; V2; V10; V11; V13; V17}, Diesel > 5.2 L / 100 km {V8; V12; V16}, Gasoline < 4.5 L / 100 km {V3; V4}, and Gasoline > 6 L / 100 km {V5; V6; V7; V9; V14; V15}
	POCP	V3 V9	V1 V2 V6 V15 V16	V4 V5 V7 V8 V11 V14	V10 V12 V17	V13	-	-	The value of the POCP on the TtW is a function of CO, HC, and NOx emissions. No group can be identified according to the vehicle characteristics of Table 1.

	ADP	V1 V2 V4 V5 V6 V7 V9 V14 V15 V17	V3 V8 V10 V11 V12 V13 V16	-	-	-	-	-	The environmental indicator is influenced by the maintenance phase, especially by the change of the lead battery. No group can be identified according to the vehicle characteristics of Table 1.
Fin de vie	GWP	V8 V10	V9 V11 V12 V13 V16 V17	V5 V6 V7 V15	V1 V3 V4 V14	V2	-	-	Vehicle groups are made per segment: B {V1; V3; V4; V14}, C {V5; V6; V7; V15}, D with crossovers and the 5 seat monospace {V9; V11; V12; V13; V16; V17}. One segment B vehicle is alone {V2}, and the 7 seat monospace is grouped with the heaviest vehicle {V8; V10}.
	EP	V8 V9 V10 V16 V17	V7 V11 V12 V13	V1 V3 V4 V5 V6 V15	V2 V14	-	-	-	Vehicle groups are made per segment : B and C {V1; V3; V4; V5; V6; V15}, two from segment B {V2; V14}, crossovers and monospaces {V8; V9; V10; V16; V17}, and segment D with one segment C {V7; V11; V12; V13}.
	POCP	V8 V9 V10 V16 V17	V11 V12 V13	V5 V7 V15	V1 V3 V4 V6	V2 V14	-	-	Vehicle groups are made per segment: B and one C {V1; V3; V4; V6}, two from segment B {V2; V14}, C {V5; V7; V15}, D {V11; V12; V13}, and monospaces with crossovers {V8; V9; V10; V16; V17}.

ADP	V8	V1	V5	-	-	-	-	Vehicle groups are made per segment: B{V1; V2; V3; V4; V14}, C {V5; V6; V7; V15} and D with monospaces and crossovers {V8; V9; V11; V12; V13; V16; V17}.
	V9	V2	V6					
	V10	V3	V7					
	V11	V4	V15					
	V12	V14						
	V13							
	V16							
	V17							

Chapitre 6. Article 3 – Analyse de la robustesse d'un outil d'évaluation environnementale d'innovations incrémentales basé sur l'utilisation de modèles évolutifs de systèmes complexes

Résumé : Dans un article précédent, nous avons proposé un algorithme de modélisation environnementale de systèmes complexes basé sur une classification ascendante hiérarchique des résultats disponibles d'Analyse de Cycle de Vie. Appliqué sur des véhicules, nous avons montré que les modèles environnementaux obtenus sont identifiables par un nombre restreint de caractéristiques disponibles en phase d'innovation, chez un constructeur d'automobiles.

Dans cet article, nous proposons d'utiliser les modèles environnementaux générés par cet algorithme, au sein d'un outil dédié à l'évaluation environnementale de sous-systèmes innovants, dans le cadre d'innovations incrémentales. Afin d'analyser la robustesse de l'outil, les modèles ainsi créés sont testés sur cinq innovations : deux systèmes de micro-hybridation, et trois versions d'allègement d'une caisse-en-blanc. Les influences du nombre d'ACV utilisées pour créer les modèles, et du nombre de caractéristiques de véhicules, sont expérimentées.

Cette démarche s'inscrit dans une méthode globale d'intégration de la prise en compte de la dimension Environnement en phase d'innovation. La robustesse organisationnelle, c'est-à-dire la capacité de l'outil d'être un support de l'apprentissage organisationnel, est également montrée.

Mots-clefs : Analyse du cycle de vie ; Innovation ; Système complexe ; Classification Ascendante Hiérarchique ; Modèles évolutifs ; Automobile ; Système d'amélioration continue

6.1 Introduction

L'évaluation environnementale d'un produit est généralement effectuée à la fin du développement de celui-ci, et ses résultats ne peuvent pas être utilisés au cours du processus de conception. Afin d'intégrer une démarche d'écoconception au sein d'une entreprise, il est nécessaire de proposer des outils adaptés à l'entreprise, à ses produits, et à la phase du processus de conception et d'innovation correspondante. Dans cet article, nous nous intéresserons au développement de l'outil TEEPI (Tool for Evaluating the Environmental Performances of Innovations), à son expérimentation technique sur des innovations d'un constructeur d'automobiles, et à son expérimentation organisationnelle par la mise en avant de sa capacité à

générer un apprentissage. Cet outil a été développé dans le cadre d'une méthode globale d'intégration de la dimension Environnement en phase d'innovation.

Dans cette première partie, le contexte de la méthode globale d'intégration et la spécificité du secteur automobile sont présentés. Ceci nous conduit, dans la deuxième partie à établir la problématique de recherche. Dans la troisième partie, nous développons la méthode d'évaluation de TEEPI supportée par l'utilisation de modèles environnementaux de véhicules appelés EMEECS (Evolving Models for the Environmental Evaluation of Complex Systems) et construits à partir d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de résultats d'Analyses de Cycle de Vie (ACV) de véhicules précédentes. Les résultats de l'expérimentation de TEEPI sur cinq innovations (deux solutions de micro-hybridation et trois solutions d'allègement de la caisse-en-blanc) sont présentés en quatrième partie de cet article. La discussion de ces résultats, ainsi que le potentiel de TEEPI en termes de génération de connaissance et de support de l'apprentissage, forment la cinquième partie de cet article. Enfin, la conclusion et les perspectives sont écrites dans la sixième partie.

6.1.1 La méthode générale d'intégration de la dimension Environnement en phase d'innovation

Cet article s'inscrit dans une méthode globale d'intégration de la prise en compte de la dimension Environnement en phase d'innovation. Dénommée E3PICS (Methodology of an Evolutive integration of the Evaluation of the Environmental Performances of Innovative Complex Sub-systems), la stratégie adoptée est basée sur la définition et l'utilisation d'un référentiel évolutif d'écoconception qui contient l'ensemble des exigences environnementales pilotées par le service « Environnement » du constructeur d'automobiles, et les outils permettant d'y répondre. Ce référentiel d'écoconception répond à l'un des critères incontournables d'un processus d'intégration, celui de l'inscription des exigences environnementales dans les documents de spécifications du produit (Hatcher et al., 2013).

De plus, il s'agit de prendre en compte simultanément les aspects organisationnels et techniques (Johansson et al., 2007) et d'assurer 1) d'un point de vue technique, l'expansion progressive du champ de prise en compte de l'environnement, et 2) d'un point de vue organisationnel, une intégration par palier de l'environnement au sein des différents services permettant à la fois, une meilleure appropriation des outils par leurs utilisateurs, et la formalisation de préconisations environnementales rendues plus simples à découvrir.

Mise en forme par des contraintes à la fois techniques et organisationnelles, la stratégie E3PICS contient quatre étapes. La première étape fut celle de la conception itérative du référentiel évolutif d'écoconception avec l'équipe écoconception (au sein du service « Environnement ») et les pilotes d'innovations, permettant ainsi un apprentissage croisé. La deuxième étape fut celle de l'accompagnement de l'ensemble des pilotes d'innovations dans l'utilisation systématique du référentiel d'écoconception. La troisième étape consistait à développer un outil analytique d'évaluation de l'impact d'innovations sur la recyclabilité en fin de vie des véhicules. Elle nécessitait la création de modèles de véhicules afin de contourner le manque de données sur le système complet en cours de conception et de faire une projection cet impact.

Cet article est consacré à la quatrième étape de la stratégie E3PICS. Il concerne le développement d'un deuxième outil analytique, nommé TEEPI (Tool for Evaluating the Environmental Performances of Innovations), pour l'évaluation de l'impact d'innovations sur la performance environnementale cycle de vie des véhicules. Cet outil nécessite une méthode de développement de modèles environnementaux de véhicules ; cependant, pour les impacts environnementaux calculés sur le cycle de vie, contrairement à la recyclabilité qui est calculée sur le véhicule en fin de vie, ces modèles sont basés sur le traitement par classification ascendante hiérarchique de résultats d'analyse de cycle de vie de véhicules. Pour bien comprendre les enjeux d'une telle évaluation en phase d'innovation, il convient de présenter les spécificités du secteur automobile, et notamment celles de la phase d'innovation d'un constructeur d'automobiles.

6.1.2 Les spécificités du secteur automobile

Le champ expérimental de cet article est un constructeur d'automobiles dont le but est d'initier une méthode d'écoconception pendant la phase d'innovation. Pour un constructeur d'automobiles, les innovations sont, la plupart du temps, peu intrusives, de nature incrémentale, et concernent des sous-systèmes ou des composants (Oltra, Saint Jean, 2009). Un ensemble d'innovations est généralement proposé par l'équipe innovation à l'équipe en charge de la conception routinière du système complexe, ce que Beaume (Beaume et al., 2009) représente comme un flux « *d'éléments innovants* » de la structure innovation vers la structure programme véhicule lors de la « *phase de contextualisation* ». La Figure 58 adaptée de Beaume et al. montre que ces deux structures sont complètement séparées. Une telle entreprise produit une gamme de véhicules qui sont des produits complexes. Au regard de l'évaluation environnementale de systèmes complexes, la somme des résultats d'ACV des composants d'un sous-système

donnerait l'ACV du sous-système. De la même manière, la somme des résultats d'ACV des sous-systèmes donnerait l'ACV du produit global (Graedel et al., 2005). Ainsi, écoconcevoir un système complexe peut principalement être réalisé à deux niveaux : au niveau du système global, ou au niveau du sous-système ou du composant. Dans le premier cas, une évaluation environnementale permet de proposer des actions à grande échelle comme comparer différents choix d'architecture produit, ou de matériaux ; la mise en œuvre de ce type d'actions est toutefois difficile car d'une part elle exige de posséder suffisamment de données pour réaliser l'évaluation, et d'autre part, elle engage des choix d'entreprise sur le long terme. Au contraire, l'évaluation environnementale d'un sous-système ou d'un composant est plus aisée car nécessite moins de données ; en revanche, les actions qui en découlent ont un impact plus faible.

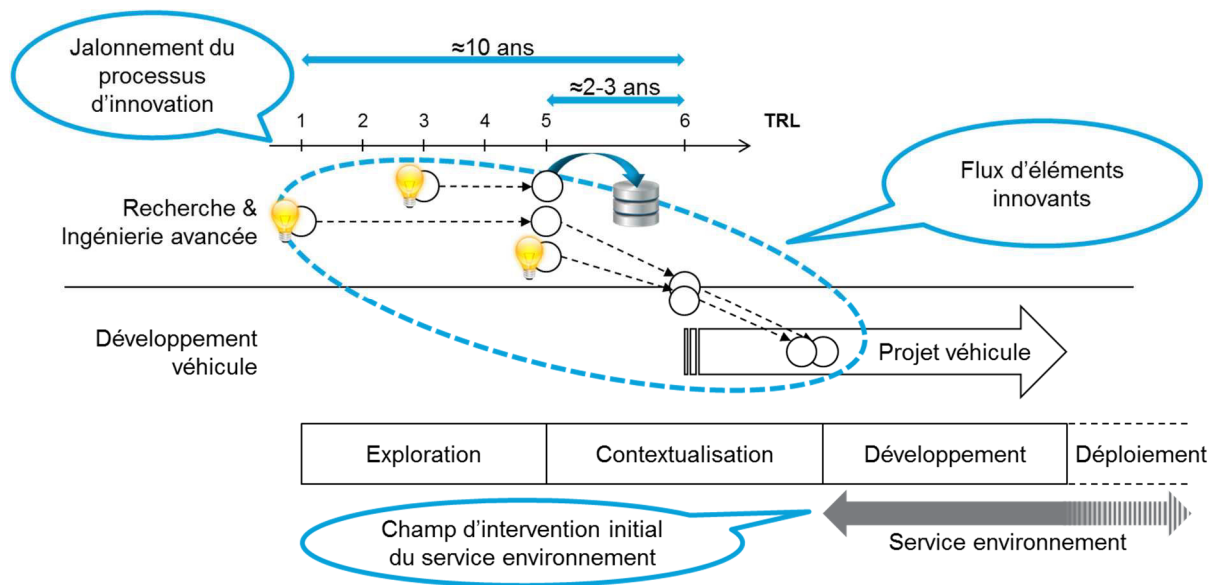


Figure 58. Processus de conception d'innovation simplifié d'un constructeur d'automobiles (adapté de (Beaume et al., 2009))

Dans l'industrie automobile, les constructeurs réalisent aussi bien des ACV de véhicules complets (Finkbeiner, Hoffmann, 2006 ; Schweimer, Levin, 2000) que des ACV de sous-systèmes (Keoleian et al., 1998 ; Schmidt, Beyer, 1999). Ils développent des méthodes d'écoconception, par exemple le *Product Sustainability index* de Ford (Schmidt, 2006), les méthodes *Environmental Priority Strategies* (Karlsson et al., 1997) et *Environmental Effect Analysis* (Tingström, Karlsson, 2006) de Volvo, ou le *Eco-Vehicle Assessment System* (Nakano, Hirao, 2011) de Toyota. Avec l'étude sur la conception cycle de vie d'un collecteur d'admission d'air, Keoleian conclut que l'évaluation des conséquences de l'intégration d'un sous-système innovant devrait être réalisée au niveau du système complet (Keoleian, Kar, 2003) ; néanmoins, les profils environnementaux du système complexe doivent être

disponibles. Comme peu de données sont disponibles en phase d'innovation, le système complexe doit être représenté par des modèles afin d'éviter, pour des innovations incrémentales, de réaliser l'évaluation détaillée du système complexe. Ni la majorité des outils développés par les constructeurs, ni la majorité des outils disponibles pour l'écoconception en innovation (Bocken et al., 2011 ; Gasafi, Weil, 2011 ; Poudelet et al., 2012) ne permettent d'utiliser des modèles pour la simplification de l'évaluation des sous-systèmes innovants.

6.2 Problématique

Andriankaja et al. ont résumé cinq critères relatifs à la simplification d'ACV (Andriankaja et al., 2013) :

- Réduire la quantité de données nécessaire ;
- Favoriser l'utilisation de données connues et/ou primaires (qualité de l'inventaire cycle de vie) ;
- Diminuer le temps à consacrer ;
- Supprimer la charge de travail liée à la modélisation cycle de vie ;
- Faciliter l'interprétation des résultats et favoriser la prise de décision multicritère.

Au regard de ces critères et de ce qui a été développé dans la section précédente, il est attendu d'un outil d'évaluation environnementale intégré dans une organisation, une robustesse à la fois technique et organisationnelle. Afin d'établir la problématique spécifique à notre cas d'étude, nous allons ici expliciter l'une et l'autre de ces robustesses.

La robustesse technique d'un outil d'évaluation environnementale concerne la fiabilité du résultat obtenu lorsque l'évaluation du produit est réalisée en cours de conception ou de développement. Il est généralement considéré qu'une erreur de 10% entre le résultat de l'outil d'évaluation développé et celui obtenu avec une ACV complète est acceptable (Bala et al., 2010 ; Andriankaja et al., 2013). En phase d'innovation, la robustesse technique est également liée à la capacité de l'outil à comparer l'élément innovant à l'élément qu'il remplace. Geyer (Geyer, 2008) a développé un modèle paramétré d'ACV pour simuler l'impact d'un changement de matériau dans le contexte automobile, sur les émissions de gaz à effets de serre sur l'ensemble du cycle de vie ; il a été implémenté dans l'outil « *Design Advisor* »⁴¹ développé par WorldAutoSteel et est dédié au secteur automobile. Le bilan masse/matière d'un véhicule

⁴¹ <http://www.worldautosteel.org/projects/design-advisor/>, accédé le 30 mai 2013

y est paramétré de telle sorte qu'un véhicule puisse être défini grâce à un jeu de paramètres : type de véhicule (berline, SUV...), taille (longueur, largeur), nombre de passagers, masse de la charge transportée, et le type de groupe motopropulseur (essence, diesel, hybride, électrique...). Puis l'utilisateur peut définir les modules remplacé et remplaçant, et rapport, au niveau du véhicule, les impacts GWP et coûts induits. La philosophie de « *Design Advisor* » est la même que celle de l'utilisation des EMEECS dans TEEPI ; mais les stratégies de modélisation divergent : « *Design Advisor* » crée des modèles à partir d'hypothèses physiques appliquées à un benchmark de bilans masse/matière et de données d'usage, alors que les EMEECS sont directement sur les résultats d'ACV précédentes.

La robustesse organisationnelle d'un outil d'évaluation environnementale tient principalement comme caractéristique sa capacité à générer de la connaissance environnementale à destination des ingénieurs techniques. Cette connaissance peut être générée au travers de l'apprentissage et de l'expérience (Hatcher et al., 2013 ; Millet et al., 2004). Ensuite, cette robustesse organisationnelle est assurée par une réelle intégration de l'outil dans les processus de conception et d'innovation (PCI) de l'entreprise. Ceci implique que l'outil d'évaluation soit notamment complémentaire de ceux déjà intégrés dans l'entreprise (Millet et al., 2006). Autrement dit, dans notre cas, il ne s'agit pas de redévelopper un logiciel d'ACV puisque l'entreprise en possède un utilisé en fin de développement, mais bien de proposer un outil spécifique à la phase d'innovation, c'est-à-dire capable de générer de nouvelles compétences à permettant la valorisation de la dimension « Environnement » (Hatchuel et al., 2001).

6.3 Méthodologie de recherche

Le but de cet article est d'expérimenter, chez un constructeur d'automobiles, l'utilisation des EMEECS avec l'outil TEEPI pour l'évaluation de l'impact d'une solution innovante sur les indicateurs environnementaux d'un véhicule. Il s'agit de répondre aux problématiques techniques et organisationnelles posées dans la partie précédentes. Nous supposons ici que l'utilisation d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) (Hastie et al., 2001) pour traiter les résultats d'ACV disponibles de véhicules, suivie d'un processus de création de classes optimales en fonction d'un seuil d'incertitude fixé, permet de prendre en compte :

1. la gamme entière d'un constructeur d'automobiles ;
2. les évolutions de conception et l'introduction de nouveaux véhicules ;

3. l'utilisation d'un faible nombre de paramètres au regard de la quantité de paramètres utilisés dans une ACV classique de véhicules (qui peut en compter plus de 800) ;

Préalablement à la validation de ces hypothèses, nous proposons dans cette partie un paragraphe de description du fonctionnement de TEEPI et de la procédure de construction des EMEECS. Puis, le deuxième paragraphe pose le protocole expérimental.

6.3.1 Fonctionnement de TEEPI et construction des EMEECS

6.3.1.1 Description fonctionnelle de TEEPI

La Figure 59 est un SADT de l'outil TEEPI. Pour construire les EMEECS (boîte 1), les résultats disponibles d'ACV précédentes sont collectés sur un nombre fixe d'étapes du cycle de vie et d'indicateurs environnementaux. Ils subissent alors un traitement de CAH afin de classer les valeurs des indicateurs environnementaux du véhicule sur des dendrogrammes par étape du cycle de vie et par indicateur environnemental. Ensuite, chaque dendrogramme est parcouru pour extraire les classes dites « optimales », c'est-à-dire dont l'erreur commise par la classe relativement aux valeurs réelles des véhicules qui la composent est inférieure à une valeur limite. Chaque classe possède une valeur (la moyenne des valeurs des véhicules qui la composent) et d'une incertitude (l'écart-type de ces mêmes valeurs). Les EMEECS sont donc des archétypes d'impacts environnementaux calculés sur plusieurs étapes du cycle de vie de classes de systèmes complexes, c'est-à-dire que l'utilisateur de la méthode proposée traitera directement les impacts environnementaux des solutions initiale et innovante et du système global.

Pour les utiliser, il est nécessaire 1) de caractériser le projet véhicule auquel sera raccordé la solution innovante selon les caractéristiques de véhicules disponibles en innovation (boîte 2) ; 2) de collecter les données masse/matière et les paramètres du cycle de vie (impacts sur la consommation et sur les émissions de polluants, maintenance, et destination fin de vie) des solutions initiale (remplacée) et innovante (remplaçante) afin d'en calculer les ACV (boîte 3) sur les mêmes étapes du cycle de vie et pour les mêmes indicateurs environnementaux que ceux utilisés pour la construction des EMEECS ; et 3) de sélectionner l'usine terminale (pour les procédés de peinture et de montage) (boîte 4). L'EMEECS sélectionné en boîte 2 et auquel sont ajoutées les valeurs de l'ACV pour l'étape de fabrication à l'usine terminale sélectionnée,

représente donc le véhicule muni de la solution initiale. Pour projeter l'impact de la solution innovante, il est nécessaire et suffisant de soustraire aux valeurs des classes de l'EMEECS celles de l'ACV de la solution initiale et d'ajouter celles de l'ACV de la solution innovante. Enfin, par le calcul des taux d'accroissement entre les valeurs d'indicateurs du véhicule initial et du véhicule projeté permet d'établir l'impact de l'innovation sur les indicateurs environnementaux du véhicule (boîte 5).

La procédure de construction des EMEECS a été validée dans un article soumis à une revue internationale, dans lequel l'influence des deux paramètres de contrôle de cette procédure (le nombre d'ACV de véhicules disponibles et la valeur limite de l'erreur relative admise) fut expérimentée. Dans cet article qui traite de l'utilisation des modèles de véhicules pour évaluer l'impact d'une innovation sur les indicateurs environnementaux d'un véhicule, les paramètres de contrôle « Nombre de résultats d'ACV de véhicules disponibles » et « Nombre de caractéristiques de véhicules » seront expérimentés sur 5 innovations d'un constructeur d'automobiles, dont 2 chaînes de traction alternative, et 3 options d'un même ensemble de solutions d'allègement.

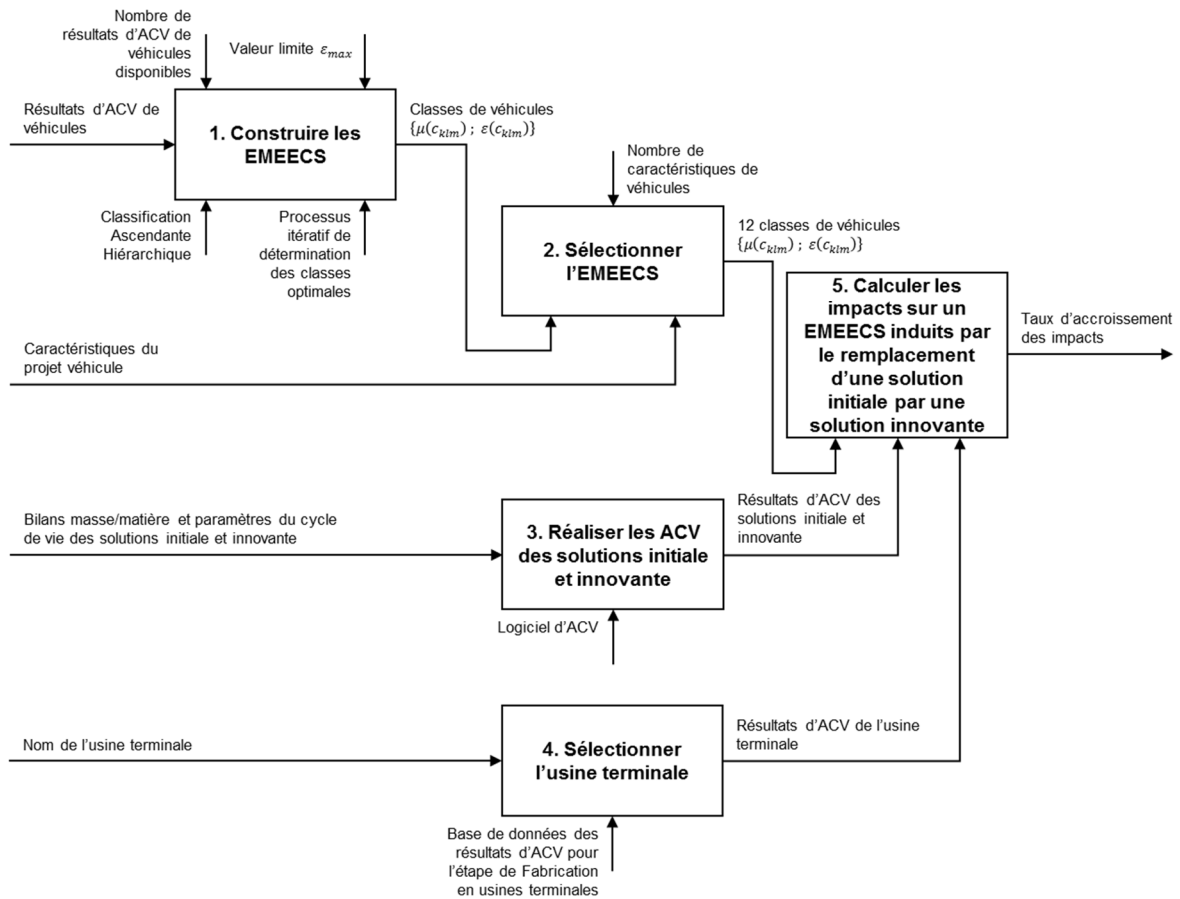


Figure 59. SADT de TEEPI

6.3.1.2 Construction des EMEECS

En appliquant la CAH sur les ACV collectées, les véhicules sont groupés en classes ; grâce à une procédure itérative basée sur une condition limite, des classes optimales sont identifiées.

- **Classification ascendante hiérarchique (CAH)**

Soient un ensemble V_i de véhicules v_j de cardinal $N(V_i) : V_i = \{v_j\}_{1 \leq j \leq N(V_i)}$, un ensemble X_i de catégories d'impacts environnementaux x_k de cardinal $N(X_i) : X_i = \{x_k\}_{1 \leq k \leq N(X_i)}$, et un ensemble Y_i d'étapes du cycle de vie y_l de cardinal $N(Y_i) : Y_i = \{y_l\}_{1 \leq l \leq N(Y_i)}$. L'ACV du véhicule v_j donne la valeur d'un indicateur environnemental x_k à une étape du cycle de vie y_l ; cette valeur est notée w_{jkl} . Les moyennes $\mu(V_i)_{kl}$ et écarts-types $\sigma(V_i)_{kl}$ sont calculées sur l'ensemble V_i des véhicules v_j pour la catégorie d'impacts environnementaux x_k et l'étape du cycle de vie y_l .

Grâce au traitement CAH, les véhicules qui ont des résultats d'ACV similaires sont groupés en classes, par la création de dendrogrammes (par exemple, la Figure 60 représente le dendrogramme obtenu sur l'étape de fabrication et pour la catégorie d'impacts GWP). Les individus qui subissent la CAH sont des véhicules dont les variables d'origines sont des valeurs d'indicateurs environnementaux par étape du cycle de vie, et exprimées dans des unités différentes ; les variables centrées réduites associées à ces variables d'origines sont donc calculées pour chaque étape du cycle de vie (voir équation (Eq. 26)) (voir l'annexe 5.8.1).

$$w_{jkl}^* = \frac{w_{jkl} - \mu(V_i)_{kl}}{\sigma(V_i)_{kl}} \quad (26)$$

L'indice de dissimilarité δ – ou distance entre les individus – est la distance Euclidienne, et l'indice d'agrégation Δ – ou distance entre classes – est la moyenne non pondérée. Les véhicules ou classes de véhicules qui ont l'indice d'agrégation le plus petit (axe des ordonnées sur la Figure 60) sont groupés ensemble, et un arbre représenté à l'envers nommé « dendrogramme » est construit (flèche vers le haut (1) de la Figure 60) : le tronc est en haut, et les branches sont en bas. Chaque branche est une classe de véhicules. On note D l'ensemble de dendrogrammes d_{kl} calculés pour la catégorie d'impacts environnementaux x_k et l'étape du cycle de vie y_l : $D = \{d_{kl}\}_{\substack{1 \leq k \leq N(X_i) \\ 1 \leq l \leq N(Y_i)}}$

L'indice de dissimilarité est calculé avec la distance euclidienne (équation (Eq. 27)) :

$$\delta^2(v_j; v_{j'})_{kl} = (w_{jkl}^* - w_{j'kl}^*)^2 \quad (27)$$

Soit c_{klm} la $m^{\text{ème}}$ classe du dendrogramme d_{kl} . L'indice d'agrégation entre deux classes c_{klm} et $c_{klm'}$ qui contiennent respectivement $N(c_{klm})$ et $N(c_{klm'})$ véhicules, est calculé comme suit dans l'équation (Eq. 28) :

$$\Delta(c_{klm}; c_{klm'}) = \frac{1}{N(c_{klm}) \times N(c_{klm'})} \sum_{\substack{v_j \in c_{klm} \\ v_{j'} \in c_{klm'}}} \delta(v_j; v_{j'}) \quad (28)$$

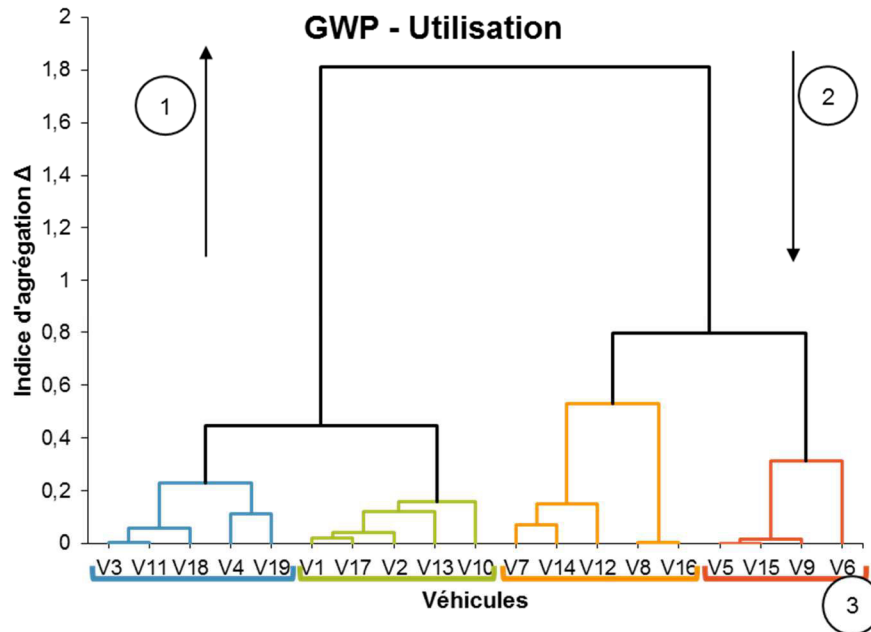


Figure 60. Dendrogramme obtenu pour la catégorie d'impacts « Réchauffement global » sur l'étape « Utilisation »

- **Processus itératif de détermination des classes optimales de véhicules**

Une fois terminé, le dendrogramme est utilisé du haut vers le bas. Chaque branche, et le tronc lui-même, sont des groupes de véhicules. Soit $C_{kl} = \{c_{klm}\}_{1 \leq m \leq N(C_{kl})}$ l'ensemble des classes c_{klm} dans le dendrogramme d_{kl} . Pour chaque classe c_{klm} du dendrogramme d_{kl} , la moyenne $\mu(c_{klm})$ et l'écart-type $\sigma(c_{klm})$ sont calculés sur les valeurs w_{jkl} des véhicules inclus dans la classe c_{klm} . La moyenne $\mu(c_{klm})$ représente la valeur de la classe et l'écart-type $\sigma(c_{klm})$ représente l'incertitude de la classe. En utilisant le dendrogramme du haut vers le bas, le nombre de classes $N(C_{kl})$ évolue de 1 (le tronc) au nombre de véhicules dans le dendrogramme $N(V_i)$. Il existe donc un nombre de classes $N(C_{kl})_{opt}$ qui serait optimum en fonction de l'erreur maximum autorisée entre la valeur de la classe $\mu(c_{klm})$ et les valeurs w_{jkl} des véhicules qui constituent la classe. L'erreur relative ε_{jklm} entre la valeur de la classe $\mu(c_{klm})$ et les valeurs w_{jkl} des véhicules qui constituent la classe est calculée grâce à l'équation (Eq. 29) :

$$\varepsilon_{jklm} = \frac{\mu(c_{klm}) - w_{jkl}}{w_{jkl}} \quad (29)$$

Les classes optimales avec lesquelles les EMEECS sont construits, sont déterminées par la condition limite (C) suivante, et pour chaque dendrogramme :

(C) Les erreurs relatives ε_{jklm} commises par la moyenne $\mu(c_{klm})$ de la classe c_{klm} par rapport aux valeurs w_{jkl} des indicateurs environnementaux des véhicules v_i qui constituent la classe, doivent être inférieures, en valeurs absolues, à une valeur limite ε_{\max} , c'est-à-dire (équation (Eq. 30)) :

$$\max_{1 \leq j \leq N(c_{klm})} |\varepsilon_{jklm}| \leq \varepsilon_{\max} \quad (30)$$

Le processus itératif démarre à partir du tronc, où les véhicules sont groupés en une classe ($N(C_{kl}) = 1$) et descend vers le bas en parcourant les branches (flèche vers le bas (2) de la Figure 60). Si la condition (C) est satisfaite sur une branche, alors la classe associée est considérée comme optimale (les classes optimales obtenues pour l'étape « Utilisation » et la catégorie d'impacts « Réchauffement climatique » sont colorées sur la Figure 60) ; sinon la branche est divisée en deux sous-branches ($N(C_{kl}) = N(C_{kl}) + 1$) et la procédure est itérée sur les deux sous-branches. Dans cet article, conformément à ce que nous avons montré dans un autre travail, nous supposons $\varepsilon_{\max} = 10\%$ un bon compromis entre des incertitudes relativement faible, et un nombre de classes créées relativement bas.

6.3.2 Evolution des phases d'apprentissage

Les ACV sont effectuées par l'équipe environnement pour toutes les étapes du cycle de vie (incluant la logistique amont et aval à l'usine terminale) et sur 10 indicateurs de flux et d'impacts environnementaux (incluant l'appauvrissement de ressources naturelles, l'acidification de l'air, l'eutrophisation de l'eau, le réchauffement climatique, la création d'ozone photochimique). Mais, comme énoncé dans la problématique, l'intégration de nouvelles dimensions dans le PCI doit être progressive. Intégrer, en même temps, l'évaluation d'innovations sur 10 indicateurs de flux et d'impacts environnementaux, sur l'ensemble des étapes du cycle de vie, pourrait être un frein à l'acceptation des pilotes d'innovations qui n'ont pas d'expérience avec la dimension « Environnement ». Une stratégie d'apprentissage doit donc être adaptée au travers de la construction d'une spirale d'apprentissage tandis que les EMEECS sont mis à jour. A chaque phase d'apprentissage ($i := i + 1$), l'équipe Environnement peut inclure d'autres indicateurs environnementaux ($N(X_i) \leq N(X_{i+1})$), d'autres étapes du cycle de vie ($N(Y_i) \leq N(Y_{i+1})$), afin d'étendre la dimension « Environnement ».

Dans notre précédent article qui expérimente l'algorithme de création des EMEECS, il a été déterminé que, au regard des indicateurs environnementaux sur lesquels communiquent les constructeurs d'automobiles et différentes publications dans le domaine automobile, le processus serait initialisé avec quatre indicateurs environnementaux, calculés par la méthode CML 2001 :

- *Global warming potential*, GWP, [kg CO₂-Equivalent] ;
- *Eutrophication potential*, EP, [kg Phosphate-Equivalent] ;
- *Photochemical ozone creation potential*, POCP, [kg Ethène-Equivalent] ;
- *Abiotic depletion potential*, ADP, [kg Sb-Equivalent].

A chaque phase d'apprentissage, l'équipe Environnement peut avoir réalisé des ACV de nouveaux véhicules ($N(V_i) \leq N(V_{i+1})$). L'intégration de résultats d'ACV dans le processus de création d'EMEECS devrait aussi être stable vis-à-vis du nombre de classes et de l'incertitude. Nous pensons que cette stabilité est assurée par la CAH.

6.3.3 Protocole expérimental

Dans la suite de l'article, nous considérerons que 19 ACV de véhicules sont disponibles (Tableau 34), portant sur le cycle de vie complet et pour dix catégories impacts environnementaux tels que le réchauffement climatique, l'eutrophisation de l'eau, l'acidification de l'air, la déplétion de métal, etc. L'unité fonctionnelle commune à ces ACV est : « *Transport de personnes et de biens sur 150 000 km pendant 10 ans selon le cycle de conduite européen NEDC (New European Driving Cycle)* ». Elle est construite sur un kilométrage et une durée de vie moyens utilisés par la majorité des constructeurs d'automobiles. De plus, les mesures d'émissions de polluants ne sont disponibles que sur le cycle NEDC, permettant ainsi de comparer les véhicules. Nous reconnaissons toutefois que ce cycle NEDC n'est pas représentatif de la réalité ; cette recherche devra être complétée avec les nouveaux cycles de conduite automobile WLTP (Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedures) prévus pour 2014. Enfin, les étapes de fabrication, utilisation, et fin de vie, sont prises en compte.

Tableau 34. Liste des caractéristiques des véhicules dont les ACV sont disponibles

Véhicule	Segment automobile	Type de carburant	Boîte de vitesses	de	Finition	Silhouette	Consommation [L / 100 km]
V1	B	Diesel	Manuelle		Moyenne	Berline	3.8
V2	B	Diesel	Manuelle		Moyenne	Berline	3.8
V3	B	Essence	Pilotée		Moyenne	Berline	4.5
V4	B	Essence	Manuelle		Haute	Berline	4.3
V5	C	Essence	Manuelle		Moyenne	Break	6.7
V6	C	Essence	Manuelle		Moyenne	Berline	6.4
V7	C	Essence	Manuelle		Haute	Berline	6.1
V8	C	Diesel	Manuelle		Haute	Monospace (7 places)	5.3
V9	Crossover	Essence	Manuelle		Haute	Berline	6.7
V10	Crossover	Hybride Diesel	Pilotée		Haute	Berline	3.9
V11	D	Diesel	Pilotée		Haute	Berline	4.4
V12	D	Diesel	Automatique		Haute	Berline	5.7
V13	D	Hybride Diesel	Pilotée		Haute	Berline	3.6
V14	B	Essence	Manuelle		Haute	Convertible Berline	6
V15	C	Essence	Manuelle		Moyenne	Coupé Cabriolet	6.7
V16	C	Diesel	Manuelle		Moyenne	Monospace (5 places)	5.2
V17	Crossover	Hybride Diesel	Pilotée		Haute	Berline	3.8
V18	B	Essence	Manuelle		Moyenne	Berline	4.5
V19	C	Diesel	Manuelle		Haute	Monospace (5 places)	4

Dans cet article, TEEPI est expérimenté sur plusieurs types d'innovations visant à réduire la consommation de carburant à l'utilisation. Dans le premier type d'innovation, deux solutions de micro-hybridation, carburant-électricité (Inno_1) et carburant-air comprimé (Inno_2), du constructeur sont testées. La réduction de consommation de carburant est réalisée par l'apport complémentaire d'une deuxième énergie à l'énergie fossile classique afin de mouvoir le véhicule. L'hybridation est réalisée par l'ajout de pièces au véhicule. Pour la solution innovante Inno_1, l'hybridation nécessite une batterie au plomb plus lourde, une boîte de vitesse pilotée à la place d'une boîte de vitesse manuelle, un alternateur réversible pour redémarrer le moteur, et une ultra-capacité pour fournir la puissance nécessaire. La solution innovante est donc plus lourde de 42% que la solution initiale ; en revanche, elle permet au global une réduction de 11%, mesurée sur un cycle NEDC, de la consommation de Diesel. Pour la solution innovante Inno_2, la boîte de vitesse et l'adaptation au groupe motopropulseur sont fortement affectées, une ultra-capacité est également ajoutée, tandis que la batterie au plomb voit sa masse diminuer. La solution innovante est donc plus lourde de 151% que la solution initiale ; en revanche, elle permet une réduction de 35%, mesurée sur un cycle NEDC, de la consommation d'essence.

Dans le deuxième type d'innovation, trois versions d'un panier de solutions innovantes visant à alléger la caisse-en-blanc sont testées : le premier contient des solutions majoritairement à base d'aluminium (Inno_3), le deuxième contient des solutions majoritairement à base de composite (Inno_4), et le troisième contient des solutions optimisées par rapport à la solution initiale (Inno_5). Pour affecter la réduction de la consommation de carburant induite par la diminution de la masse du véhicule, les travaux de (Koffler, Rohde-Brandenburger, 2010) sont utilisés. Ainsi, les solutions innovantes Inno_3, Inno_4 et Inno_5 sont respectivement plus légères de 36%, 13% et 9%, et permettent, au global sur le véhicule, une réduction de consommation de Diesel respectivement de 5,0%, 1,8%, et 1,2%.

Le Tableau 35 ci-dessous synthétise les caractéristiques, mises à disposition de l'équipe écoconception en phase d'innovation, des véhicules pour lesquels les solutions initiales seront remplacées par les solutions innovantes.

Tableau 35. Caractéristiques des EMEECS pour chaque innovation

EMEECS	Inno_1	Inno_2	Inno_3, 4 et 5
Segment	B	B	C
Silhouette	Berline	Berline	Monospace 5 places
Finition	Moyenne	Moyenne	Haute
Boîte de vitesse	Manuelle	Manuelle	Manuelle
Type de carburant	Diesel	Essence	Diesel
Consommation [L/100 km]	3,8	4,5	4
Usine terminale	UT_A	UT_A	UT_B

Dans la première expérimentation, les résultats obtenus sur TEEPI dans sa dernière version, où les EMEECS sont construits sur 19 véhicules, sont comparés avec les résultats de l'étude d'ACV de référence.

Dans la seconde expérimentation, les résultats obtenus avec TEEPI sont comparés pour des populations de 13, 17, et 19 véhicules utilisées pour la construction des EMEECS. Les innovations Inno_1 et Inno_3 présentées dans la première expérimentation sont réutilisées.

Dans la troisième et dernière expérimentation, les résultats obtenus avec TEEPI pour 6 caractéristiques (hors usines terminales) de véhicules sont comparés avec les résultats qui auraient été obtenus avec l'utilisation d'une seule caractéristique parmi les 6. Les innovations Inno_1 et Inno_3 présentées dans la première expérimentation sont réutilisées.

Pour chaque expérimentation, les variables d'observation sont les taux d'accroissement entre les valeurs d'indicateurs du véhicule initial et du véhicule projeté sur le cycle de vie complet, et l'incertitude associée à la modélisation des véhicules par les EMEECS. Les résultats sont ici

présentés sur le cycle de vie par le cumul des étapes de Fabrication, Usine terminale, Utilisation, et Fin de vie.

6.4 Résultats

Dans la section précédente, les hypothèses et données d'entrée utilisées dans cet article ont été présenté. Dans cette section, une comparaison est d'abord établie entre les résultats donnés par TEEPI et ceux des ACV de références réalisées sur les véhicules munis des solutions initiale et innovante (voir 6.4.1). Ensuite, l'influence du paramètre de contrôle « Nombre de résultats d'ACV de véhicules disponibles » est expérimentée (voir 6.4.2). Enfin, l'influence du paramètre de contrôle « Nombre de caractéristiques véhicules » est testée (voir 6.4.3).

6.4.1 Application sur des innovations

Dans cette expérimentation, les résultats donnés par TEEPI sur les cinq innovations présentées dans la sous-section précédente à ceux donnés par les ACV de référence réalisées sur les véhicules intégrant les solutions initiales et ceux intégrant les solutions innovantes. La Figure 61 concerne les solutions de micro-hybridation Inno_1 et Inno_2 ; la Figure 62 concerne les trois variantes de solutions d'allègement de la caisse-en-blanc Inno_3, Inno_4, et Inno_5.

On remarque que les signes des taux d'accroissement donnés par TEEPI sont les même que ceux des résultats de référence. En ce qui concerne les valeurs de ces taux, l'erreur maximale commise par TEEPI sur ces 5 innovations par rapport aux ACV de référence s'élève à 2,1%, obtenue pour l'indicateur ADP de l'Inno_2, et l'indicateur EP de l'Inno_3. En ce qui concerne les incertitudes, on remarque que celles obtenues pour l'indicateur POCP sont significativement plus grandes que celles obtenues pour les autres indicateurs. La longueur de l'intervalle d'incertitude de cet indicateur est directement liée à la phase d'utilisation pour laquelle le POCP dépend des émissions de trois polluants (monoxyde de carbone, oxydes d'azote, et hydrocarbures). Ces émissions varient aléatoirement d'un véhicule à l'autre, d'une motorisation à l'autre. Le processus de création des EMEECS décrit dans la sous-section 6.3.1.2 ne converge donc pas sur un jeu de caractéristiques de véhicules pour identifier les classes optimales obtenues pour l'indicateur POCP à l'étape d'utilisation. La solution palliative retenue et employée dans cet article est de créer des classes sur la caractéristique « Segment », aboutissant ainsi à 4 classes optimales : « B », « C », « D », et « Crossover ». L'incertitude s'en retrouve augmentée.

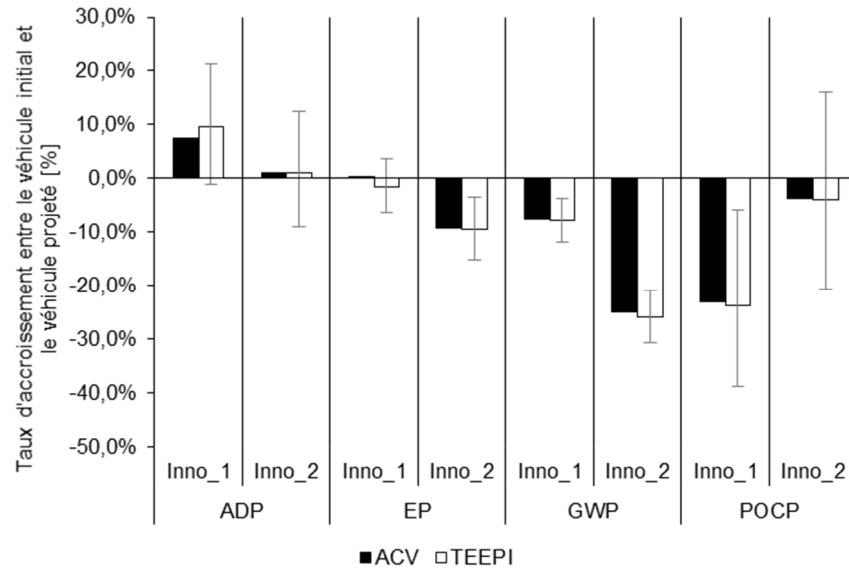


Figure 61. Comparaison des résultats fournis par TEEPI avec ceux des ACV de références pour les solutions de micro-hybridation Inno_1 et Inno_2.

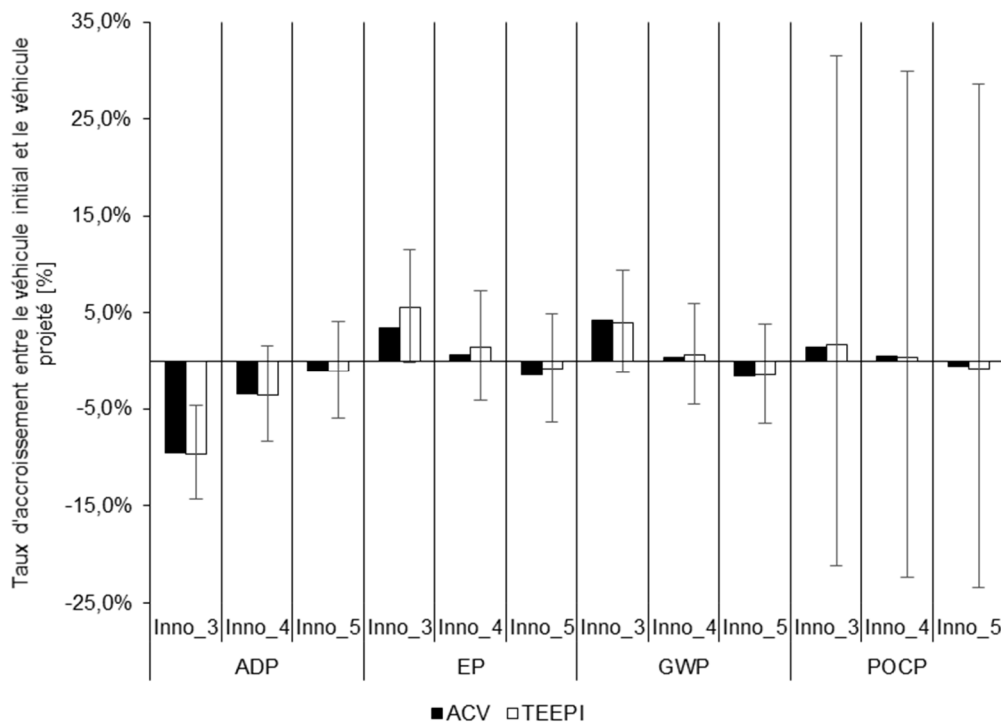


Figure 62. Comparaison des résultats fournis par TEEPI avec ceux des ACV de références pour les variantes de solutions d'Inno_3, Inno_4, et Inno_5.

6.4.2 Simulation de l'évolutivité de la modélisation

Dans cette expérimentation, les résultats de TEEPI sont établis avec 3 versions de la base de données des EMEECS, c'est-à-dire avec des nombres différents de résultats d'ACV

disponibles : 13, 17, et 19 véhicules. Inno_1 et Inno_3 sont les innovations utilisées pour ces tests. La Figure 63 représente les résultats obtenus pour la solution Inno_1. Les caractéristiques, énoncées dans le Tableau 35 (0), du projet véhicule auquel l’Inno_1 sera raccordée, trouvent une référence dans chacune des trois versions de la base de données des EMEECS expérimentées ici. On remarque que les signes des taux d’accroissement donnés sur les résultats de TEEPI, quel que soit la variante de la base de données d’EMEECS utilisée, sont les mêmes que ceux de l’ACV de référence. Quant à leur valeur, une erreur maximale de 4,0% est obtenue sur l’indicateur POCP avec l’utilisation de la base de données d’EMEECS à 13 véhicules. En ce qui concerne l’incertitude, elle diminue ou reste constante d’une version à l’autre de la base, sauf pour le POCP qui, comme cela a été précisé précédemment, est un cas particulier.

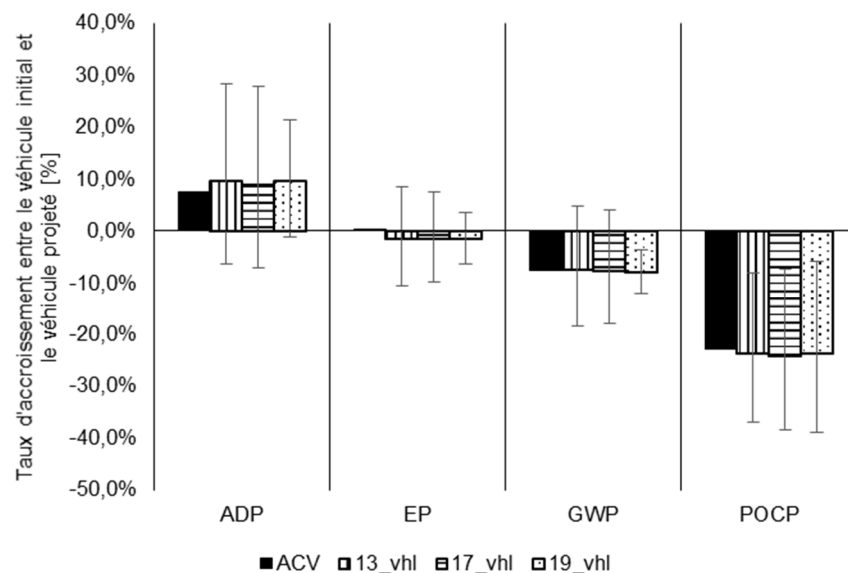


Figure 63. Comparaison des résultats fournis par TEEPI sur la solution Inno_1 avec ceux de l’ACV de référence pour des EMEECS construits sur 13, 17 et 19 véhicules.

Pour l’expérimentation sur l’Inno_3, les taux d’accroissement sont représentés sur la Figure 64. Alors que la sélection des EMEECS pour l’Inno_1 n’a pas posé de problèmes, il existe une ambiguïté avec l’Inno_3. Parmi les caractéristiques du projet véhicule auquel elle sera raccordée, on note le jeu suivant : segment : C ; silhouette : Monospace à 5 places ; finition : haute. A 13 et 17 véhicules, il n’existe aucun modèle associé à ce jeu de paramètres ; les seuls modèles qui s’en rapprochent sont ceux qui contiennent les véhicules V8 (segment : C ; silhouette : Monospace 7 places ; finition : haute) et V16 (segment : C ; silhouette : Monospace 5 places ; finition : moyenne). Ainsi, pour réaliser l’évaluation avec 17 véhicules, lorsque les véhicules V8 et V16 ne se retrouvent pas dans la même classe, un choix doit être effectué alors que l’on ne peut *a priori* pas dire quelle est la caractéristique – silhouette (Monospace 5 ou 7

places), ou finition (moyenne ou haute) – qui détermine la meilleure solution. Sur la Figure 64, 17_vhl_(1) désigne les résultats obtenus pour le choix des classes optimales contenant V8, et 17_vhl_(2) désigne les résultats obtenus pour le choix des classes optimales contenant V16. On remarque qu’au regard des signes et valeurs des taux d’accroissement, les résultats sont similaires à ceux obtenus avec l’Inno_1 : les signes sont les mêmes et l’erreur maximale est obtenue pour l’indicateur ADP avec la modélisation à 17 véhicules (2) : la différence avec le taux d’accroissement obtenu sur les résultats de l’ACV de référence s’élève à 2,6%.

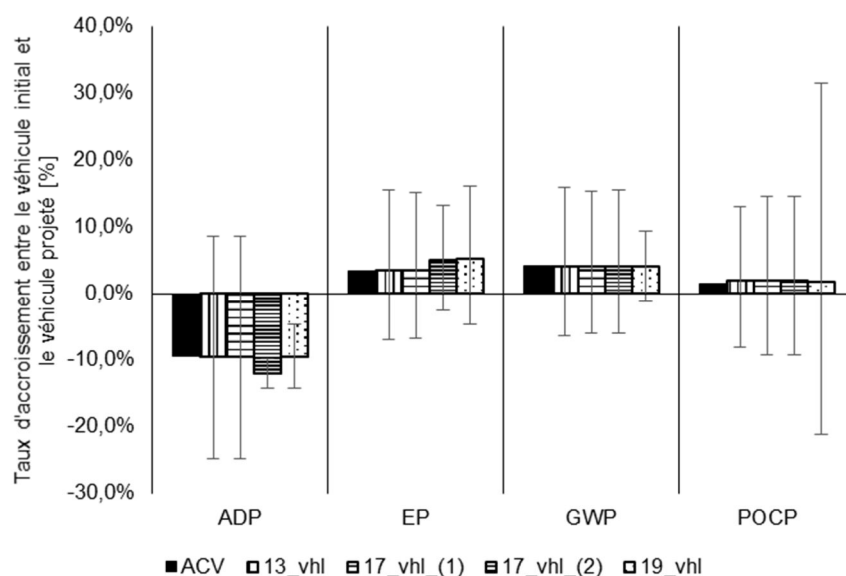


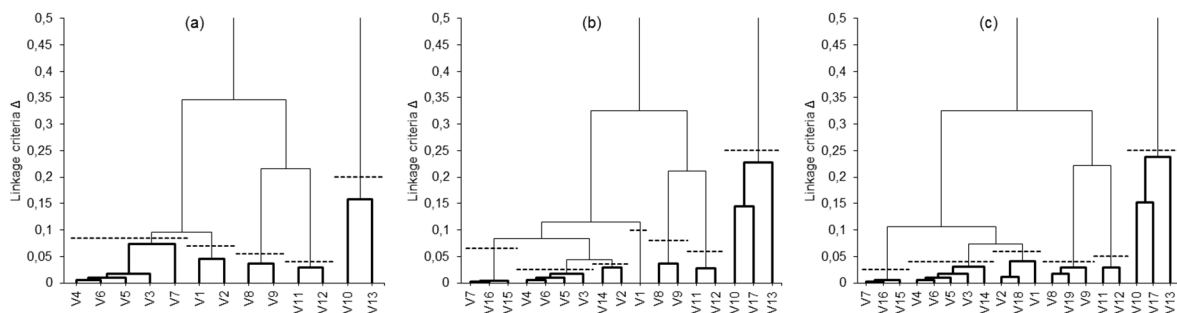
Figure 64. Comparaison des résultats fournis par TEEPI sur la solution Inno_3 avec ceux de l’ACV de référence pour des EMEECS construits sur 13, 17 et 19 véhicules.

Cependant, il est difficile de dire, pour la version à 17 véhicules, quel EMEECS donne le meilleur résultat : d’une part, les taux d’accroissement donnés par TEEPI sont très proches de ceux calculés sur les résultats des ACV de référence, et, d’autre part, la longueur des intervalles d’incertitude ne permet pas d’établir des différences significatives entre chaque résultat. Nous proposons donc de travailler avec les valeurs des indicateurs environnementaux obtenues sur TEEPI pour chaque version de la base de données, rapportées à celles obtenues avec l’ACV de référence, synthétisées dans le Tableau 36.

Tableau 36. Rapports des valeurs des indicateurs environnementaux obtenus avec TEEPI sur la solution Inno_3 pour chaque version de la base de données des EMEECS aux valeurs de référence de l'ACV

Véhicule	Indicateur	ACV	13_vhl	17_vhl_(1)	17_vhl_(2)	19_vhl
Initial	ADP	100,0%	98,6%	98,5%	78,8%	98,8%
	EP	100,0%	156,9%	157,1%	109,4%	107,2%
	GWP	100,0%	100,8%	100,0%	99,7%	104,0%
	POCP	100,0%	75,2%	76,5%	76,5%	79,7%
Projeté	ADP	100,0%	98,4%	98,4%	76,6%	98,6%
	EP	100,0%	157,0%	157,3%	111,1%	109,0%
	GWP	100,0%	100,7%	100,0%	99,6%	103,8%
	POCP	100,0%	75,5%	76,9%	76,8%	80,0%

En ce qui concerne l'indicateur ADP, les valeurs obtenues et données dans le Tableau 36 confirme que le choix 17_vhl_(1) se rapproche le plus des résultats de l'ACV de référence. V8 et le véhicule cible de l'Inno_3 ont en commun une finition haute. Dans cet exemple, l'indicateur ADP est donc plus influencé par la finition que par la silhouette. Ceci se confirme par l'établissement des dendrogrammes de l'ADP à l'étape de Fabrication (voir Figure 65) où les véhicules V8 et V19 se retrouvent dans la même classe.

**Figure 65. Dendrogrammes pour l'indicateur ADP à l'étape de Fabrication calculés pour 13 (a), 17 (b), et 19 (c) véhicules**

En revanche, pour l'indicateur EP, la valeur de l'indicateur donnée par TEEPI avec la version 17_vhl_(2) est plus proche de celle extraite des résultats d'ACV que la valeur donnée par TEEPI avec la version 17_vhl_(1). Par ailleurs, le véhicule V19 est groupé avec le véhicule V16 dans le dendrogramme de la Figure 66c. V16 et le véhicule cible de l'Inno_3 ont en commun une silhouette Monospace à 7 places. Dans cet exemple, l'indicateur EP est donc plus influencé par la silhouette que par la finition.

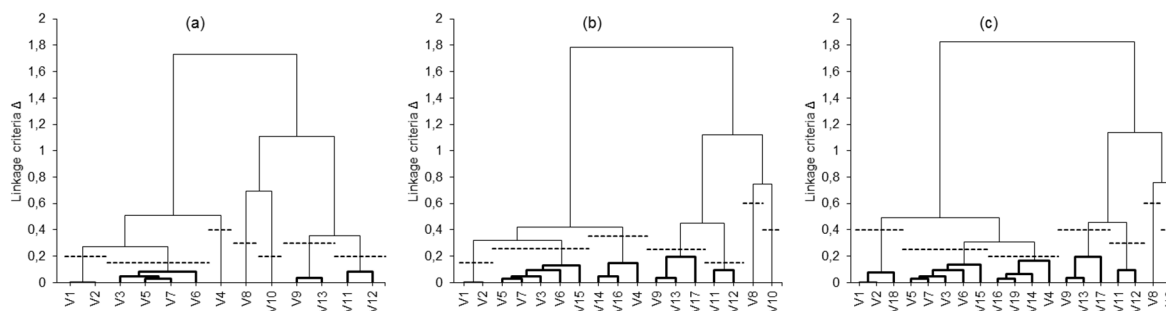


Figure 66. Dendrogrammes pour l'indicateur EP à l'étape de Fabrication calculés pour 13 (a), 17 (b), et 19 (c) véhicules

6.4.3 Impact du nombre de caractéristiques

Dans cette expérimentation, l'utilisation des EMEECS, tels qu'ils ont été définis plus haut dans l'article, est justifiée en comparant les résultats obtenus avec TEEPI, avec ceux qui auraient été obtenus si une CAH n'avait pas été appliquée sur les résultats d'ACV. Pour ce faire, la moyenne et l'écart-type des ACV utilisées pour construire les EMEECS ont été calculés en fonction du segment ou de la finition du véhicule analysé. Dans le Tableau 37 et le Tableau 38 sont respectivement synthétisés les résultats obtenus pour l'Inno_1 et l'Inno_3 : les valeurs et les longueurs des intervalles d'incertitudes des taux d'accroissement donnés par TEEPI sont comparées à celles qui auraient été données si la moyenne et l'écart-type des véhicules de segment B ou C, et de finition moyenne ou haute, avaient été utilisés pour modéliser le véhicule remplacé. Pour l'ensemble des indicateurs, on remarque que les valeurs des taux d'accroissement sont relativement proches. En revanche, les longueurs des intervalles d'incertitudes des indicateurs ADP, EP, et GWP sont beaucoup plus grandes.

Tableau 37. Comparaison des résultats de TEEPI sur l'Inno_1 avec ceux donnés par une modélisation des véhicules remplacés basée sur la moyenne et l'écart-type des résultats d'ACV des véhicules de segment B ou de finition moyenne

Indicateur	ACV	TEEPI		Segment B		Finition moyenne	
		Valeur	Incertainitude	Valeur	Incertainitude	Valeur	Incertainitude
ADP	7,4%	9,5%	22,3%	8,8%	36,2%	8,2%	52,7%
EP	0,0%	-1,5%	10,1%	-2,2%	216,4%	-2,1%	207,1%
GWP	-7,7%	-7,9%	8,3%	-7,1%	54,7%	-6,0%	76,2%
POCP	-23,0%	-23,9%	33,1%	-23,9%	33,0%	-23,1%	28,2%

Tableau 38. Comparaison des résultats de TEEPI sur l'Inno_3 avec ceux donnés par une modélisation des véhicules remplacés basée sur la moyenne et l'écart-type des résultats d'ACV des véhicules de segment C ou de finition haute

Indicateur	ACV	TEEPI		Segment C		Finition haute	
		Valeur	Incertitude	Valeur	Incertitude	Valeur	Incertitude
ADP	-9,5%	-9,6%	9,6%	-11,8%	60,5%	-5,3%	994,7%
EP	3,4%	5,5%	20,9%	6,4%	208,5%	5,1%	133,2%
GWP	4,2%	4,0%	10,7%	3,2%	51,7%	3,6%	69,9%
POCP	1,4%	1,8%	52,7%	1,8%	54,8%	1,9%	80,3%

Cette expérimentation montre bien qu'un seul critère de définition des modèles de véhicules ne suffit pas, et que l'ensemble des caractéristiques de véhicules plus l'usine terminale sont nécessaires pour réduire l'incertitude sur les résultats.

6.5 Discussion

TEEPI répond aux critères techniques définis dans la problématique. Tout d'abord, l'utilisation de modèles de véhicules permet de réduire la quantité de données puisque qu'un nombre restreint de paramètres suffit à identifier le projet de véhicule auquel l'innovation sera raccordée. Ensuite, les modèles sont construits à partir de résultats d'ACV connus dont la qualité de l'inventaire cycle de vie est certifiée par l'expert ACV de l'entreprise ; de la même manière, les ACV des solutions initiale et innovante sont réalisées sur le logiciel d'ACV du constructeur d'automobiles en utilisant les bases de données utilisées par l'expert ACV. Puis, une erreur de 10% par rapport aux résultats d'une ACV complète est assurée ; seule la catégorie d'impacts POCP a une forte incertitude due à l'absence de prédiction des émissions de polluants (contrairement aux émissions de CO₂). Les expérimentations montrent également que la mise à jour des modèles suite à l'intégration de nouveaux résultats d'ACV a peu d'influence sur les résultats. De plus, comme les véhicules évoluent régulièrement en composition masse/matière, consommation de carburant, et émissions de CO₂ et de polluants, de nouvelles caractéristiques devront s'ajouter au fil de l'eau, en fonction des résultats des classifications ascendantes hiérarchiques. A court terme, alors que les modèles ont été créés à partir de véhicules de même norme d'émission Euro V, il semble très probable que la norme d'émission soit un critère discriminant de création de classes optimales au regard de la proche mise en circulation de véhicules satisfaisant la norme Euro VI. Enfin, la réalisation des ACV des solutions initiales et innovantes est facilitée par un modèle générique sur le logiciel d'ACV.

D'un point de vue organisationnel, six pilotes d'innovations ont été sollicités pour tester TEEPI sur leurs innovations et pour leur présenter les résultats obtenus, sous leur forme finale telle que TEEPI la génère (Figure 67). Les présentations des résultats ont été effectuées lors de réunions individuelles avec chaque pilote. L'ensemble des pilotes interviewés a reconnu la facilité de lecture des résultats présentés sous forme de diagramme radar. Des analyses de sensibilité ont également été proposées, par exemple sur la teneur en recyclé pour certaines matières utilisées comme l'aluminium ; ceci a notamment conduit les pilotes à réagir sur l'intérêt de l'aluminium comme solution d'allègement afin de réduire les émissions de CO₂, puisque cette matière est fortement émettrice de gaz à effet de serre lors de sa production. L'un de ces pilotes a également présenté les résultats de son innovation lors du passage d'un jalon TRL 6. Enfin, TEEPI a été développé pour répondre à l'une des exigences du service Environnement prise en compte dans le référentiel d'écoconception, lui-même intégré dans les procédures Qualité en innovation. La validation de ce référentiel dans les processus d'innovation implique donc une systématisation de l'utilisation de TEEPI pour l'évaluation environnementale d'innovations sélectionnées en fonction de trois critères : masse de l'innovation, changement de matière par rapport à la solution initiale, ou impact sur la consommation du véhicule.

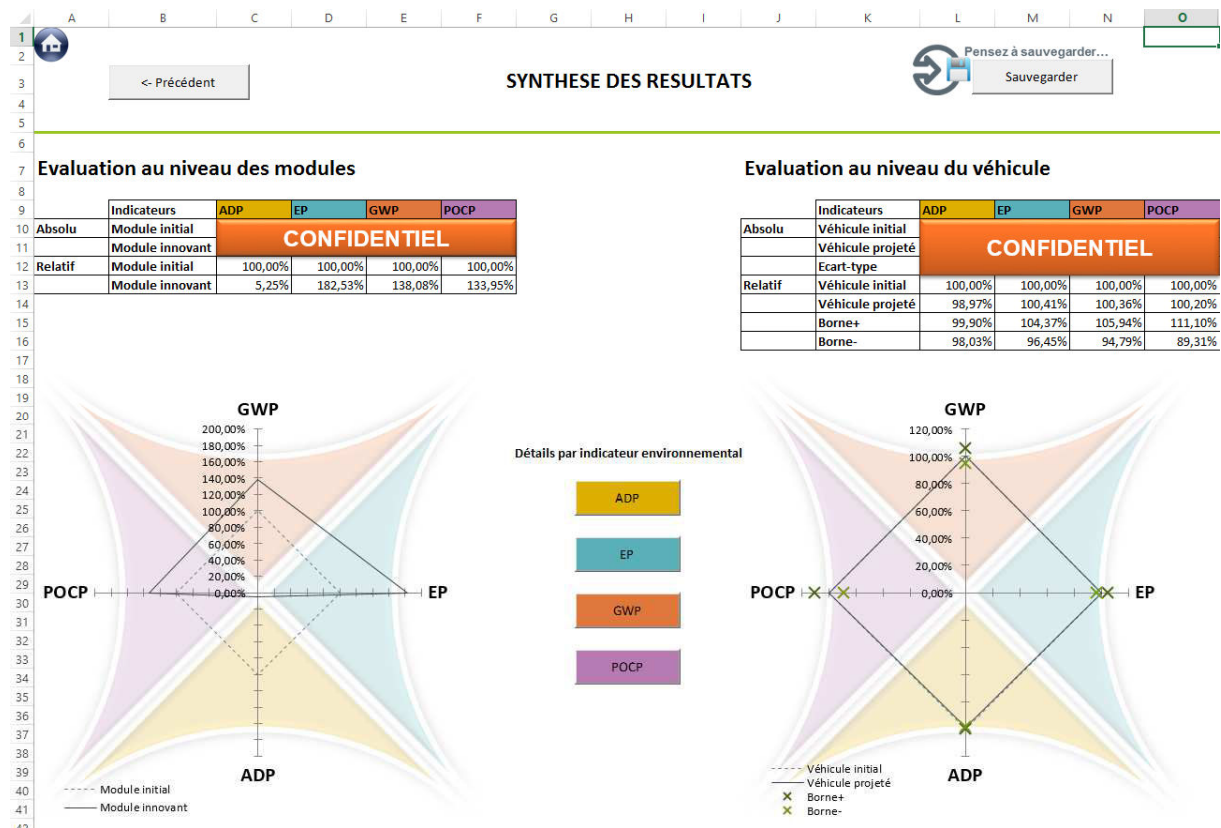


Figure 67. Copie d'écran de l'onglet de résultats de TEEPI pour une innovation proposée par un pilote d'innovations

6.6 Conclusion

La robustesse technique de TEEPI a été ici démontrée par sa sensibilité à la variation de plusieurs paramètres des algorithmes de création des modèles environnementaux des systèmes complexes et d'évaluation de l'impact environnemental d'une solution innovante sur le cycle de vie d'un véhicule (ici, des véhicules). TEEPI n'est pas conçu pour générer des concepts innovants écoconçus ; à ce titre, il gagnerait à être lié à un outil d'aide à la conception comme peuvent l'être ceux utilisant des algorithmes de résolution de problèmes par satisfaction de contraintes (Tchertchian et al., 2013).

Du point de vue organisationnel, l'utilisation de TEEPI étant validée dans les procédures Qualité en innovation, l'outil est actuellement utilisé par l'expert en ACV. Alors que chaque évaluation réalisée est sauvegardée dans une base de données, celle-ci pourrait être utilisée comme base de cas afin dans le but d'utiliser un système de gestion de la connaissance et de générer les bonnes pratiques d'écoconception (Goepp et al., 2013). Enfin, dans un souci d'autonomisation des pilotes d'innovations sur la prise en compte de la dimension Environnement, ceux-ci pourraient utiliser une version de TEEPI intégrée dans une plateforme Intranet de l'entreprise, gérée par l'expert ACV. Cette proposition leur permettrait de simuler directement plusieurs variantes de leurs innovations. Ceci soulève toutefois la condition nécessaire d'une bonne connaissance des pilotes d'innovations sur les problématiques cycle de vie. TEEPI, sous sa forme actuelle, se révèle être le vecteur d'apprentissage de cette connaissance.

6.7 Références

ANDRIANKAJA, Hery, BERTOLUCI, Gwenola et MILLET, Dominique, 2013. Development and integration of a simplified environmental assessment tool based on an environmental categorisation per range of products. In : *Journal of Engineering Design*. janvier 2013. Vol. 24, n° 1, p. 1-24. DOI 10.1080/09544828.2012.665226.

BALA, Alba, RAUGEI, Marco, BENVENISTE, Gabriela, GAZULLA, Cristina et FULLANA-I-PALMER, Pere, 2010. Simplified tools for global warming potential evaluation: when 'good enough' is best. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 juin 2010. Vol. 15, n° 5, p. 489-498. DOI 10.1007/s11367-010-0153-x.

BEAUME, Romain, MANIAK, Remi et MIDLER, Christophe, 2009. Crossing innovation and product projects management: A comparative analysis in the automotive industry. In : International Journal of Project Management. février 2009. Vol. 27, n° 2, p. 166-174. DOI 10.1016/j.ijproman.2008.09.004.

BOCKEN, N. M. P., ALLWOOD, J. M., WILLEY, A. R. et KING, J. M. H., 2011. Development of an eco-ideation tool to identify stepwise greenhouse gas emissions reduction options for consumer goods. In : Journal of Cleaner Production. août 2011. Vol. 19, n° 12, p. 1279-1287. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.04.009.

FINKBEINER, Matthias et HOFFMANN, Rüdiger, 2006. Application of Life Cycle Assessment for the Environmental Certificate of the Mercedes-Benz S-Class (7 pp). In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 juillet 2006. Vol. 11, n° 4, p. 240-246. DOI 10.1065/lca2006.05.248.

GASAFI, Edgar et WEIL, Marcel, 2011. Approach and application of life cycle screening in early phases of process design: case study of supercritical water gasification. In : Journal of Cleaner Production. septembre 2011. Vol. 19, n° 14, p. 1590-1600. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.05.021.

GEYER, Roland, 2008. Parametric Assessment of Climate Change Impacts of Automotive Material Substitution. In : Environmental Science & Technology. 15 septembre 2008. Vol. 42, n° 18, p. 6973-6979. DOI 10.1021/es800314w.

GOEPP, Virginie, CAILLAUD, Emmanuel et ROSE, Bertrand, 2013. A framework for the design of knowledge management systems in eco-design. In : International Journal of Production Research. juin 2013. Vol. 51, n° 19, p. 5803-5823. DOI 10.1080/00207543.2013.795252.

GRAEDEL, T. E., LANZANO, T., POTT, W. et ARAUJO, R. J., 2005. Multiscale Life-Cycle Assessment [en ligne]. S.l. : Yale School of Forestry & Environmental Studies. [Consulté le 25 mars 2013]. Disponible à l'adresse : http://environment.research.yale.edu/documents/downloads/v-z/wp_6_multiscale_lifecycle.pdf.

HASTIE, Trevor, TIBSHIRANI, Robert et FRIEDMAN, J. Jerome H., 2001. The elements of statistical learning [en ligne]. S.l. : Springer New York. [Consulté le 2 avril 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www-stat.stanford.edu/~tibs/book/preface.ps>.

HATCHER, G. D., IJOMAH, W. L. et WINDMILL, J. F. C., 2013. Integrating design for remanufacture into the design process: the operational factors. In : *Journal of Cleaner Production*. janvier 2013. Vol. 39, p. 200-208. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.08.015.

HATCHUEL, Armand, LE MASSON, Pascal et WEIL, Benoît, 2001. From R&D to RID: Design strategies and the management of innovation fields. In : *8th International Product Development Management Conference*. S.l. : s.n. 2001. p. 415-430.

JOHANSSON, G., GREIF, A. et FLEISCHER, G., 2007. Managing the design/environment interface: studies of integration mechanisms. In : *International Journal of Production Research*. 15 septembre 2007. Vol. 45, n° 18-19, p. 4041-4055. DOI 10.1080/00207540701474823.

KARLSSON, Reine, STEEN, Bengt et WENDEL, Agneta, 1997. EPS as a Life Cycle oriented System Assessment Tool to Facilitate Industrial Learning about Relations to the Environment. In : BARLAS, Yaman, DIKER, Vedat G. et POLAT, Seckin (éd.), *The 15th International Conference of the System Dynamics Society* [en ligne]. Istanbul, Turkey : s.n. 1997. p. 61-68. Disponible à l'adresse : <http://www.systemdynamics.org/conferences/1997/karlsson.pdf>.

KEOLEIAN, G.A. et KAR, K., 2003. Elucidating complex design and management tradeoffs through life cycle design: air intake manifold demonstration project. In : *Journal of Cleaner Production*. février 2003. Vol. 11, n° 1, p. 61-77. DOI 10.1016/S0959-6526(02)00004-5.

KEOLEIAN, Gregory A., SPATARI, Sabrina, BEAL, Robb T., STEPHENS, Robert D. et WILLIAMS, Ronald L., 1998. Application of life cycle inventory analysis to fuel tank system design. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 janvier 1998. Vol. 3, n° 1, p. 18-28. DOI 10.1007/BF02978446.

KOFFLER, Christoph et ROHDE-BRANDENBURGER, Klaus, 2010. On the calculation of fuel savings through lightweight design in automotive life cycle assessments. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 janvier 2010. Vol. 15, n° 1, p. 128-135. DOI 10.1007/s11367-009-0127-z.

MILLET, Dominique, BISTAGNINO, Luigi, CAMOUS, Roger et AOUSSAT, Ameziane, 2004. Integration of New Dimensions in Design Process. In : TICHKIEWITCH, Serge et BRISSAUD, Daniel (éd.), *Methods and Tools for Co-operative and Integrated Design* [en ligne]. S.l. : Springer Netherlands. p. 209-222. [Consulté le 22 janvier 2014]. ISBN 978-90-481-6536-0, 978-94-017-2256-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-017-2256-8_18.

MILLET, Dominique, MINEL, Stéphanie et VALLETTE, Thomas, 2006. Intégration de l'ergonomie dans la conception de produits mécaniques. In : ROUCOULES, Lionel, YANNOU, Bernard et EYNARD, Benoît, *Ingénierie de la conception et cycle de vie des produits*. Paris : Hermes Science ; Lavoisier. ISBN 2746212145 9782746212145.

NAKANO, Katsuyuki et HIRAO, Masahiko, 2011. Collaborative activity with business partners for improvement of product environmental performance using LCA. In : *Journal of Cleaner Production*. juillet 2011. Vol. 19, n° 11, p. 1189-1197. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.03.007.

OLTRA, Vanessa et SAINT JEAN, Maïder, 2009. Sectoral systems of environmental innovation: An application to the French automotive industry. In : *Technological Forecasting and Social Change*. mai 2009. Vol. 76, n° 4, p. 567-583. DOI 10.1016/j.techfore.2008.03.025.

POUDELET, Victor, CHAYER, Julie-Anne, MARGNI, Manuele, PELLERIN, Robert et SAMSON, Réjean, 2012. A process-based approach to operationalize life cycle assessment through the development of an eco-design decision-support system. In : *Journal of Cleaner Production*. septembre 2012. Vol. 33, p. 192-201. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.04.005.

SCHMIDT, Wulf-Peter, 2006. Life Cycle Tools within Ford of Europe's Product Sustainability Index. Case Study Ford S-MAX & Ford Galaxy (8 pp). In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 septembre 2006. Vol. 11, n° 5, p. 315-322. DOI 10.1065/lca2006.08.267.

SCHMIDT, Wulf-Peter et BEYER, Hans-Martin, 1999. Environmental considerations on battery-housing recovery. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 mars 1999. Vol. 4, n° 2, p. 107-112. DOI 10.1007/BF02979410.

SCHWEIMER, Georg W. et LEVIN, Marcel, 2000. Life cycle inventory for the Golf A4 [en ligne]. S.l. Volkswagen AG. Disponible à l'adresse :

http://www.volkswagenag.com/vwag/vwcorp/info_center/en/publications/2007/01/Golf_A4_Life_Cycle_Inventory.-bin.acq/qual-BinaryStorageItem.Single.File/golfa4_english.pdf.

TCHERTCHIAN, Nicolas, YVARS, Pierre-Alain et MILLET, Dominique, 2013. Benefits and limits of a Constraint Satisfaction Problem/Life Cycle Assessment approach for the ecodesign of complex systems: a case applied to a hybrid passenger ferry. In : *Journal of Cleaner Production*. mars 2013. Vol. 42, p. 1-18. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.10.048.

TINGSTRÖM, Johan et KARLSSON, Reine, 2006. The relationship between environmental analyses and the dialogue process in product development. In : *Journal of Cleaner Production*. 2006. Vol. 14, n° 15–16, p. 1409-1419. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.11.012.

Chapitre 7. Résultats et discussions générales

Dans ce chapitre, nous décrivons, dans une première section, les résultats obtenus sur l'intégration du référentiel d'écoconception. Puis, dans la deuxième section, des règles d'écoconception déduites à partir de l'utilisation des outils analytiques sont présentées. Enfin, les apports de la stratégie E3PICS sont discutés dans la troisième section.

7.1 Intégration du référentiel évolutif d'écoconception

Cette section est axée sur la problématique organisationnelle et s'intéresse donc au niveau d'intégration du référentiel évolutif d'écoconception. Dans un premier temps, la sensibilité des pilotes d'innovations aux exigences environnementales est mesurée. Puis, pour combler les lacunes et réaliser un apprentissage croisé, la checklist « Recyclage & Environnement » (checklist R&E) a été conçue de manière itérative avec des pilotes d'innovations. Enfin, le suivi de l'utilisation du référentiel d'écoconception est présenté.

7.1.1 Sensibilité des pilotes d'innovations aux exigences environnementales

Dans un premier temps, les pilotes d'innovations ont été invités à répondre à un questionnaire sur les pratiques d'écoconception en innovation. Ce questionnaire en ligne a été disponible sur le réseau intranet de l'entreprise. Sur les 203 pilotes invités par courriel à répondre, seuls 28 ont répondu au questionnaire, soit un taux de réponse faible de 14%. Une question demande aux pilotes d'innovations d'indiquer les critères d'écoconception déjà pris en compte, sous forme d'une liste à choix multiple extraite de la roue des stratégies d'écoconception de Brezet (Brezet et al., 1997). Les résultats (Tableau 39) montrent qu'outre la réduction en masse, exigence stratégique principale issue de la politique de l'entreprise visant à réduire la consommation de carburant et les émissions de CO₂, les autres critères d'écoconception sont pris en compte de manière hétérogène. Notons également que 14% des pilotes qui ont répondu au questionnaire indiquent ne prendre en compte aucun critère.

Tableau 39. Prise en compte effective de critères d'écoconception

Quels critères d'écoconception prenez-vous en compte pour vos innovations ?	Résultats
Substitution de matières dangereuses ou à risques	36%
Rareté de la ressource	36%
Matières avec contenu énergétique faible	7%
Matières d'origines renouvelables	25%
Matières recyclées	18%
Matières recyclables	43%
Réduction en masse	64%
Réduction en volume (pour le transport)	18%
Optimisation des techniques de production (moins de processus de fabrication, consommation énergétique faible/propre, faible génération de déchets...)	21%
Autres (précisez)	4%
Aucun	14%

Dans une deuxième question, le niveau de connaissances des pilotes en ACV est évalué. Les résultats (Tableau 40) montrent qu'une large majorité des pilotes sondés (71%) ont des connaissances limitées en ACV.

Tableau 40. Niveau de connaissances des pilotes d'innovation en ACV

Comment jugez-vous votre niveau de connaissance en ACV ?	Résultats
Nul : je ne sais pas ce qu'est une ACV	18%
Faible : j'ai une vague idée de ce qu'est une ACV	54%
Moyen : je n'ai jamais réalisé d'ACV mais je connais la théorie et j'ai déjà vu des résultats	25%
Bon : j'ai déjà réalisé une/des ACV	4%

Il est donc nécessaire d'homogénéiser la prise en compte des critères d'écoconception au sein des projets d'innovations et d'expliquer la méthodologie d'ACV pour poser les bases d'un vocabulaire partagé entre l'équipe écoconception et les équipes d'innovations.

7.1.2 Conception itérative de la checklist « Recyclage & Environnement »

Afin de centraliser l'ensemble des exigences environnementales, la checklist « Recyclage & Environnement » (checklist R&E), élément central du référentiel d'écoconception, telle qu'elle a été définie dans la section 3.1, a été conçue de manière itérative avec la validation et la prise en compte des remarques d'onze pilotes d'innovations travaillant dans des périmètres différents :

- Liaisons au sol et caisse équipée (4 pilotes) ;

- Equipements intérieurs et électronique (5 pilotes) ;
- Chaînes de traction, moteurs thermiques, systèmes de dépollution (2 pilotes) ;
- Matériaux et procédés (2 pilotes).

Ces validations ont été réalisées lors de réunions avec ces pilotes au cours desquelles un apprentissage croisé a pu être généré : l'équipe d'écoconception a appris sur les processus d'innovation, et les pilotes d'innovations ont appris sur les exigences environnementales. Le travail de conception itérative a permis de construire la checklist R&E afin qu'elle se rapproche fonctionnellement et ergonomiquement des outils déjà utilisés par les pilotes d'innovations. Le Tableau 41 synthétise les différentes remarques des pilotes, collectées par prise de notes, qui ont permis les itérations de conception.

Tableau 41. Liste de remarques émises par les pilotes d'innovations

Pilotes N°	Ergonomie	Compréhension des exigences	Compréhension des livrables	Outils et courrier fournisseur
1	Ajouter des commentaires à tous les jalons Ajouter une colonne de rappel de l'état de l'exigence du jalon j au jalon $j+1$	Reformuler l'exigence sur le risque chimique	Rien	Rien
2	Ajouter les dates de passage de jalons dans un onglet de synthèse	Rien	Rien	Rien
3	Ajouter un champ d'informations sur les fournisseurs	Rien	Rien	Liste de substances chimiques surveillées incomplète
4	Utiliser le vocabulaire interne de l'entreprise	Rien	Préciser l'échéance de livraison des livrables	Rien
5	Rien	Rien	Rien	Rien
6	Rien	Rien	Rien	Rien
7	Permettre d'associer la fiche de description de l'innovation Boutons non visibles Ajouter un bouton de validation de la checklist R&E	Rien	Rien	Rien
8	Numéroter les exigences	Rien	Rien	Rien
9	Ajouter un choix « Je ne sais pas »	Rien	Rien	Rien
10	Donner des exemples	Rien	Rien	Mettre le courrier fournisseur en prérequis du remplissage de la checklist R&E
11	Rien	Rien	Rien	Rien

La checklist R&E a été testée sur une nouvelle technologie pour traiter les émissions d'oxydes d'azote des véhicules Diesel (pilote n°10). Sur les sept exigences environnementales intrinsèques, 2 ont nécessité l'envoi d'un courrier au fournisseur pour recueillir des informations supplémentaires (métaux lourds et substances chimiques), et 3 ont engendré des plans d'action (levée du risque chimique, écriture de la gamme de dépollution, intégration de matériaux « verts »).

En conclusion de cette succession d'itérations de conception, la checklist R&E a été soumise au service en charge de la démarche Qualité en innovation ; ce service a validé l'intégration, dans les revues de jalons, d'un paragraphe relatif aux exigences environnementales requérant un avis métier de l'équipe écoconception. Pour obtenir cet avis et valider les passages des jalons TRL 5, 5_{1/2}, et 6, le paragraphe prescrit le remplissage de la checklist R&E par les pilotes d'innovations.

Le référentiel d'écoconception permet de diffuser les exigences environnementales du service « Environnement » vers les équipes d'innovations, grâce à l'utilisation par ces derniers de la checklist R&E, et engager ainsi un changement de point de vue de la dimension environnement qui passe de critère contingent à critère discriminant de conception.

7.1.3 Utilisation du référentiel par les pilotes d'innovations accompagnés par l'équipe écoconception

Conformément aux procédures présentées dans la section 3.4, lors des phases 1 et 2 de la stratégie E3PICS, le référentiel d'écoconception est utilisé respectivement en mode initiation et en mode accompagnement. Dans le premier cas, l'équipe écoconception apprend au pilote d'innovations l'utilisation du référentiel pour le passage d'un des jalons de son innovation. La procédure définie est la suivante : au cours d'une réunion, le pilote écoconception détaille les objectifs de l'équipe écoconception et présente le référentiel d'écoconception : il explique l'ensemble des exigences, l'utilisation de la checklist R&E, les outils disponibles, et les livrables attendus. Puis le pilote d'innovations présente l'innovation pour laquelle le passage d'un jalon doit être validé. Le pilote écoconception remplit avec le pilote d'innovations chaque question de la checklist R&E. Pour récupérer des données manquantes nécessitant la sollicitation d'un fournisseur, le pilote écoconception fournit au pilote d'innovations un courrier type qu'il pourra lui-même adresser au fournisseur. Dans le deuxième cas, le pilote

d'innovations utilise de manière autonome la checklist R&E tout en ayant un accompagnement du pilote d'écoconception si besoin.

Le graphe suivant (Figure 68) montre l'évolution du taux d'utilisation de la checklist R&E en mode « Initiation » et en mode « Accompagnement ». Le nombre d'évaluation est en augmentation dans les deux modes est en augmentation, montrant que l'utilisation de la checklist R&E est bien intégrée dans les procédures Qualité en innovation.

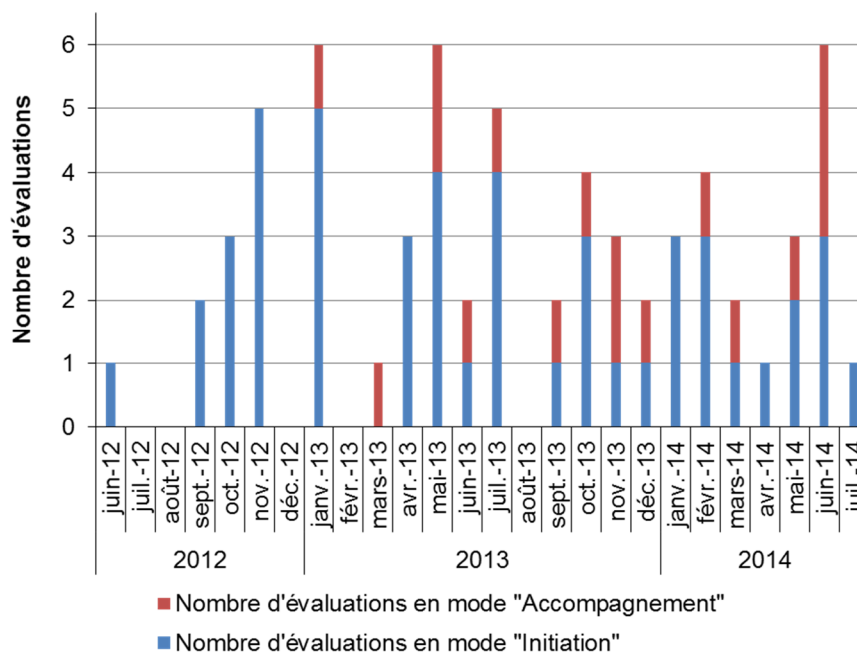


Figure 68. Évolution du nombre d'évaluation d'innovations sur la checklist R&E sur une période de 26 mois continus, en modes « Initiation » et « Accompagnement »

Au cours des phases 1 et 2, 12 pilotes d'innovations ont répondu à un questionnaire permettant d'évaluer leur satisfaction de l'utilisation du référentiel en mode « Accompagnement ». A la question « Avez-vous eu des difficultés pour remplir la checklist R&E ? », 83% des réponses sont négatives ; un des pilotes a précisé :

« Pas toujours simple à lire tout seul, mais la checklist a été revue avec [le pilote écoconception] qui me donnait toutes les informations nécessaires. »

A la question « Que pensez-vous de l'affirmation suivante : Il est pertinent d'imposer la checklist R&E pour toutes les innovations qui passent les jalons TRL 5, TRL 5_{1/2}, et TRL 6 », 17% ont répondu « Vrai », 66% ont répondu « Plutôt vrai », et 17% ont répondu « Plutôt faux ». Certains pilotes semblent en effet convaincus de l'intérêt du référentiel écoconception :

« Impacts recyclage et environnement de plus en plus contraignant donc autant les prendre en compte dès le début de l'étude. »

D'autres, en revanche, souhaitent nuancer cette affirmation :

« Toutes les innovations n'intègrent pas systématiquement des problématiques matériaux (ex: innovations style attractivité) »

« Je pense qu'il est juste utile d'aborder ce sujet avec [le fournisseur de rang 1 de l'innovation], par contre le remplissage de la checklist en tant que tel n'a pas d'utilité. »

On conclut donc que les étapes d'initiation et d'accompagnement permettent de favoriser l'appropriation des exigences environnementales. Si la majorité des pilotes sondés semble convaincue de l'intérêt de la démarche, d'autres préfèrent nuancer. Il est toutefois impossible de conclure sur la réussite de l'intégration de l'environnement en innovation : c'est un processus qui ne peut que s'inscrire sur une période de plusieurs années consécutives.

7.2 Déduction de règles d'écoconception

Grâce à l'utilisation des outils analytiques OSIRIS et TEEPI, des règles d'écoconception ont pu être déduites respectivement sur la recyclabilité et sur les impacts environnementaux cycle de vie.

7.2.1 Sur la recyclabilité

OSIRIS a été testé sur un ensemble d'innovations visant à alléger le véhicule, utilisé notamment dans le Chapitre 6. Trois variantes ont été testées : en comparaison avec la solution initiale de référence composée majoritairement d'acier, la première variante est orientée par une augmentation de l'utilisation d'aluminium, la seconde est orientée par une augmentation de l'utilisation de composite à base therm durcissable, et la troisième correspond à une version optimisée de la solution initiale en acier.

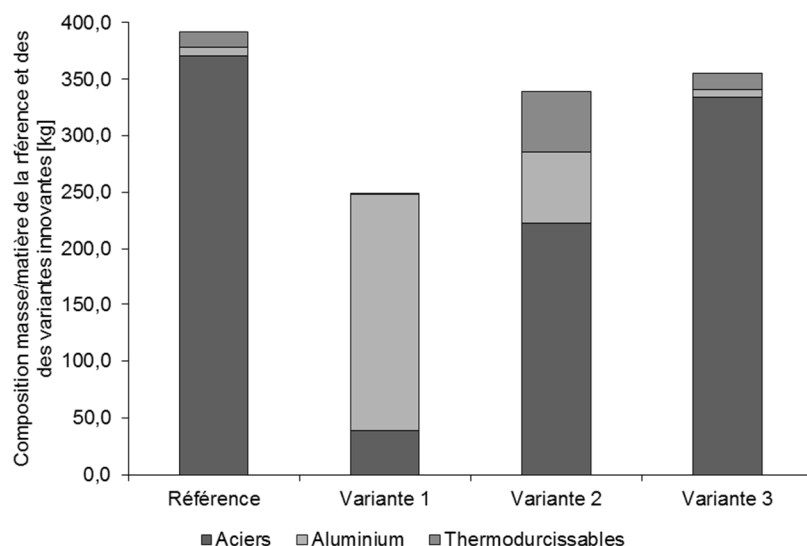


Figure 69. Composition matière des trois variantes de l'ensemble de solutions d'allègement de la caisse-en-blanc

Pour des raisons de simplification, le scénario de fin utilisé pour chaque matière est celui défini par la norme ISO 22628 : l'acier et l'aluminium sont considérés comme étant 100% recyclables tandis que le composite est considéré comme étant uniquement 100% valorisable énergétiquement. OSIRIS est appliqué à ces variantes avec ce scénario de fin de vie, et les résultats sont montrés dans le graphe de la Figure 70 et comparés avec les résultats donnés par l'outil de référence ARES. On observe que les tendances données par OSIRIS sont les mêmes que celles données par l'outil de référence ; en outre, la variante 2 est celle qui dégrade le plus fortement la recyclabilité du véhicule. Une dégradation de 0,5% de la recyclabilité est considérée comme porteuse d'un risque non négligeable sur l'homologation du véhicule. Bien que la variante 1 soit presque 100% recyclable, elle dégrade la recyclabilité du véhicule qui l'embarquera ; cette dégradation est due au fait que sa masse est plus faible que celle de la solution initiale de référence.

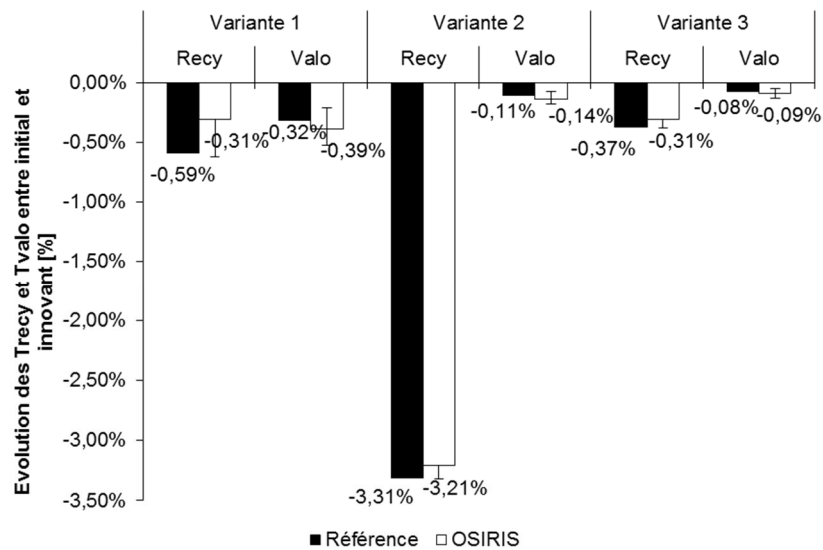


Figure 70. Comparaison des résultats donnés par OSIRIS et ceux donnés par l’outil de référence sur trois variantes d’une ensemble de solutions d’allègement de la caisse-en-blanc

Exemple 1 de règles : Quel que soit son taux de recyclabilité, un élément innovant plus léger que l’élément remplacé dégradera le taux de recyclabilité du véhicule complet.

7.2.2 Sur les impacts environnementaux cycle de vie

Une des innovations expérimentée pour tester TEEPI concerne le remplacement d’un train avant classique par une lame en composite et ses fixations en aluminium (Berthias, 2011), dans un objectif d’allègement du véhicule (Figure 71) : la solution innovante permet une réduction de presque 50% de la masse du berceau de référence.

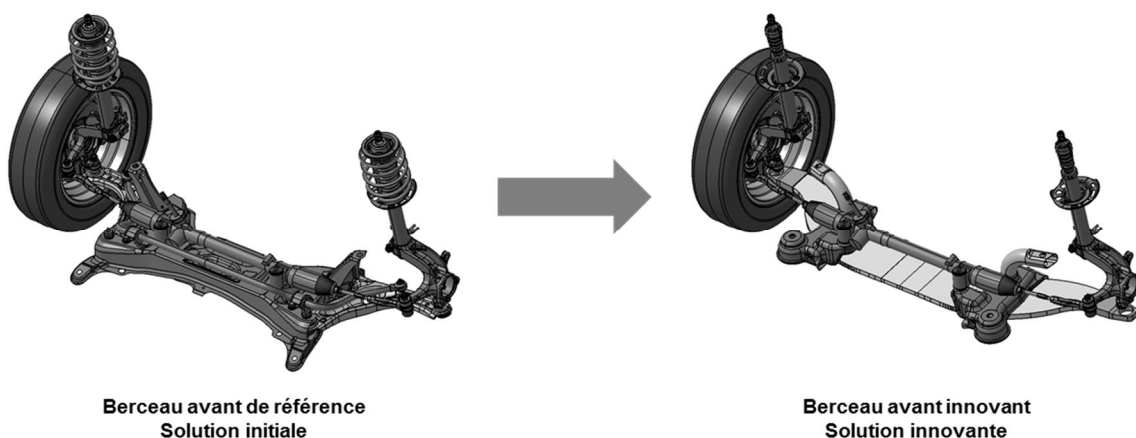


Figure 71. Modèles CAO de l’élément remplacé et de l’élément innovant

Les résultats de l’évaluation intrinsèque pour chaque catégorie d’impacts et sur les 3 étapes du cycle de vie cumulées sont montrés sur le radar de la Figure 72. On constate que l’utilisation

d'aluminium engendre une augmentation de 52% de la valeur de la catégorie d'impacts EP sur l'étape de fabrication, engendrant une augmentation de 20% sur le cumul des 3 étapes du cycle de vie. L'analyse de sensibilité a été effectuée pour estimer la proportion d'aluminium recyclé, à masse constante, à introduire pour obtenir l'ensemble des valeurs des 4 catégories d'impacts de l'élément innovant inférieures ou égales à celles de l'élément initial. Cette analyse de sensibilité aboutit à l'introduction d'au moins 36% d'aluminium recyclé.

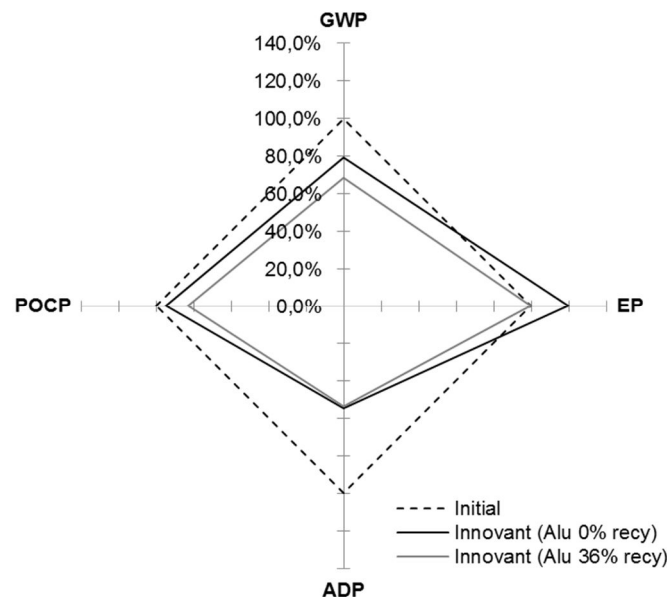


Figure 72. Comparaison des résultats de l'évaluation intrinsèque obtenus par TEEPI entre le berceau initial (classique) et le berceau innovant (lame composite et ses fixations)

Exemple 2 de règles : L'aluminium ne présente des bénéfices environnementaux que s'il est issu du recyclé.

Le résultat a été présenté au pilote d'innovations. Il a précisé que le choix d'utiliser de l'aluminium pour les fixations de la lame en composite a été réalisé uniquement dans le but d'alléger un peu plus le berceau. Le pilote a demandé de réaliser une autre analyse de sensibilité en utilisant de l'acier à la place de l'aluminium, avec une quantité de matière d'acier supérieure à celle d'aluminium initialement prévue pour conserver les propriétés mécaniques. Ce nouveau choix de conception permet d'obtenir une solution innovante plus vertueuse que la solution initiale, comme le montre la Figure 73 focalisée sur l'étape de fabrication. Ainsi, pour les quatre catégories d'impacts observées, l'utilisation de composite dans un but d'allègement est une solution d'écoconception.

Exemple 3 de règles : L'utilisation de composite pour des solutions d'allègement présente des avantages sur les quatre catégories d'impacts étudiées.

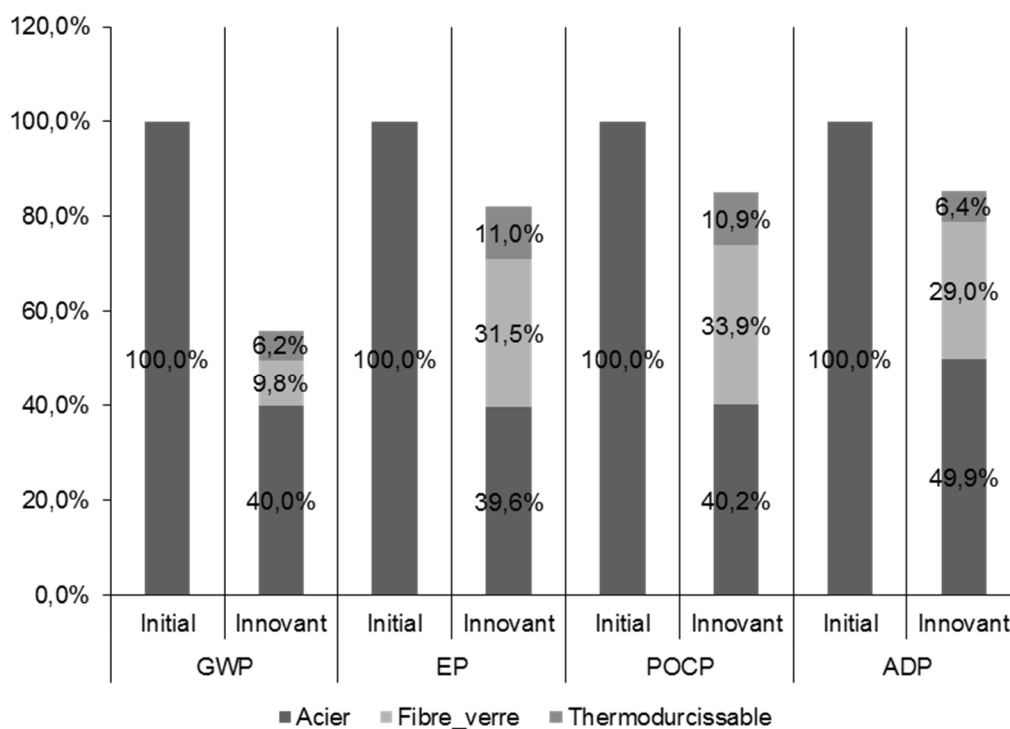


Figure 73. Comparaison des résultats de l'évaluation intrinsèque sur l'étape de fabrication obtenus par TEEPI entre le berceau initial (classique) et le berceau innovant (lame composite et ses fixations en acier)

En revanche, l'évaluation extrinsèque appliquée à cette innovation (Figure 74) ne montre pas de différence significative entre les valeurs d'impacts environnementaux cycle de vie du véhicule initial et du véhicule projeté. Cette solution d'allègement ne permet donc pas de gain significatif sur la consommation du véhicule ; mais l'évaluation extrinsèque s'avèrera intéressante lorsqu'elle sera intégrée à un panier d'innovations.

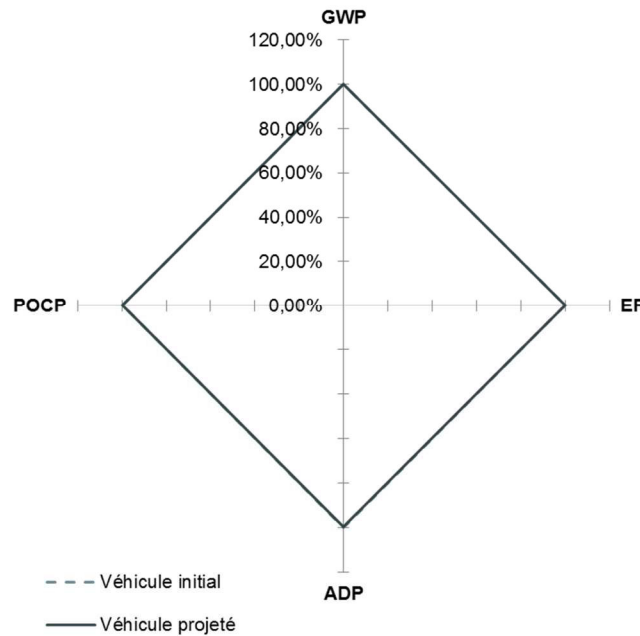


Figure 74. Comparaison des résultats de l'évaluation extrinsèque obtenus avec TEEPI entre le véhicule initial (muni d'un berceau classique) et le véhicule projeté (muni du berceau innovant à lame composite et ses fixations)

7.3 Discussions sur la stratégie E3PICS

Dans cette section, une discussion est proposée autour des résultats obtenus pour chaque question de recherche.

7.3.1 La stratégie d'intégration

La stratégie E3PICS a été construite sur une double progressivité. D'abord, celle de la dimension « Environnement » qui se complexifie, partant des exigences intrinsèques pour aboutir à des exigences extrinsèques, et introduisant les aspects cycle de vie et multicritère. Puis, celle de l'intégration par palier au sein des différents services permettant à la fois, une meilleure appropriation des outils par leurs utilisateurs, et la formalisation de préconisations environnementales rendues plus simples à découvrir. L'équipe écoconception en charge de l'intégration des exigences du service « Environnement » a traduit cette approche progressive par la conception d'un référentiel évolutif d'écoconception. Ainsi, le caractère évolutif que revêt le référentiel d'écoconception, aussi bien dans son niveau d'intégration dans les jalons en innovation que dans la complexité croissante de la dimension « Environnement », a provoqué l'adhésion des pilotes d'innovations.

De plus, la conception itérative de la checklist « Recyclage & Environnement » (checklist R&E), élément central du référentiel d'écoconception, a permis l'inscription des exigences environnementales dans le processus Qualité en innovation, assurant ainsi la prise en compte de celles-ci pour tous les projets d'ingénierie avancée. Cette inscription permettrait d'alimenter la stratégie de l'entreprise sur les problématiques environnementales.

Bien que la stratégie E3PICS n'ait été appliquée que dans une entreprise (et donc un contexte particulier), elle peut être adaptée à d'autres entreprises dont les équipes innovations produisent des éléments innovants rattachés à un système complexe. De plus, la diversité des innovations testées et qui sont évaluées par la checklist R&E ou par les outils analytiques permet de justifier que les méthodes d'évaluation sont adaptables à d'autres produits complexes.

7.3.2 Les outils d'évaluation environnementale

Les outils analytiques développés – OSIRIS pour l'exigence recyclabilité et TEEPI pour l'exigence impacts environnementaux cycle de vie – utilisent une modélisation environnementale des véhicules spécifique à l'exigence évaluée. Cette modélisation est bien adaptée aux produits de l'entreprise car la gamme entière de celle-ci peut être prise en compte. De plus, leur mode d'évaluation est conçu sur une comparaison des impacts des solutions initiales et innovantes facilitant l'appréhension des technologies futures. Enfin, les outils développés pour la phase d'innovation sont complémentaires à ceux déjà implémentés dans les projets de développement des véhicules (Tableau 42).

Tableau 42. Complémentarité des outils

Exigences	Projets d'ingénierie avancée	Projets de développement des véhicules
Recyclabilité	OSIRIS	ARES
Catégories d'impacts environnementaux cycle de vie	TEEPI + Logiciel d'ACV	Logiciel d'ACV

Alors qu'aujourd'hui TEEPI est utilisé en mode initiation, c'est-à-dire que c'est l'expert en ACV qui réalise les évaluations, il est primordial de définir un plan d'utilisation de l'outil. Celui-ci repose sur la continuité de la stratégie E3PICS afin de conduire les pilotes d'innovations à une utilisation autonome de TEEPI. Pour ce faire, une évolution de la forme de l'outil peut être envisagée : actuellement développée dans un tableur, TEEPI pourrait prendre la forme d'une application intranet, administrée par l'analyste cycle de vie de l'équipe écoconception, et utilisée directement par les pilotes d'innovations qui renseigneraient les paramètres des innovations qu'ils doivent évaluer.

En revanche, comme l'évaluation des impacts environnementaux sous TEEPI est dépendante du logiciel d'ACV et de sa base de données, il se peut que, pour des innovations trop radicales sur certaines matières ou certains procédés, la base de données d'inventaire soit insuffisamment complète pour réaliser une évaluation. Dans ce cas, un risque est identifié par l'équipe écoconception.

De plus, dans leur version actuelle, les outils développés ne permettent qu'une évaluation des innovations ou de paniers d'innovation, et non d'un véhicule complètement innovant (cas relativement rare), soit par manque de données, soit parce que les modèles sont inadaptés. Dans ce cas, il est nécessaire de mobiliser des outils d'ACV plus classiques.

7.3.3 Le système d'amélioration continue

La modélisation environnementale de véhicules dans TEEPI, aboutissant aux EMEECS, intègre le processus d'amélioration continue des véhicules. En effet, le processus de mise à jour des modèles est basé sur l'intégration des résultats d'ACV au processus de création des EMEECS. Si la production de résultats d'ACV est arrêtée, les EMEECS deviendraient caduques et une forte incertitude en résulterait.

Par ailleurs, d'OSIRIS et de TEEPI sont déduites des règles d'écoconception qui, par la capitalisation des évaluations, permettront à terme la création d'un guide complet d'écoconception et d'une base de cas.

Plus de la moitié des innovations qui passent les jalons entre TRL 5 et TRL 6 a une chance d'être raccordée à un projet de développement de véhicules, d'où notre choix d'intégrer les exigences environnementales dans les projets d'ingénierie avancée. Néanmoins, les outils analytiques et leur moment d'utilisation dans le Processus de Conception et d'Innovation (PCI) ne permettent pas la génération de plusieurs concepts innovants. Il s'agit d'outils de simulation des impacts d'une innovation dont le niveau de maturité est assez avancé. Ainsi, après avoir évalué son concept, le pilote d'innovations peut décider de proposer (ou non) une version plus respectueuse de l'environnement et doit entrer pour cela dans une nouvelle boucle d'innovation. Une intégration plus en amont permettrait d'éviter ce nouveau cercle d'innovation.

Chapitre 8. Conclusions et perspectives

La crise de l'environnement, qui se manifeste par une surconsommation des ressources naturelles et un dérèglement des cycles biogéochimiques, force l'humanité à changer son mode de développement. Pour mesurer les efforts à fournir et effectuer la transition vers un mode de développement soutenable, les entreprises doivent prendre en compte, dès la conception de leurs produits, les problématiques environnementales.

Cet objectif peut être atteint par la pratique de l'écoconception. Alors que de nombreux outils et méthodes ont été développés, peu sont dédiés à l'intégration de l'écoconception en phase d'innovation d'un système complexe. Dans cette thèse, nous avons proposé une stratégie d'intégration de l'évaluation de la performance environnementale d'innovations, dont la méthode et les outils développés soutiennent un processus d'amélioration continue de la qualité environnementale des produits.

Cette recherche a été effectuée chez un constructeur d'automobiles et visait à expérimenter la stratégie E3PICS (Methodology of an Evolutive integration of the Evaluation of the Environmental Performances of Innovative Complex Sub-systems). La stratégie E3PICS est supportée par l'intégration en phase d'innovation d'un référentiel d'écoconception, synthétisant l'ensemble des exigences environnementales liées à la composition en matière des véhicules et animées par le service « Environnement » de l'entreprise. La stratégie E3PICS évolue sur deux axes : un axe technique favorisant une expansion progressive de la dimension « Environnement », et un axe organisationnel, pour lequel une intégration par palier de l'environnement au sein des différents services permet à la fois, une meilleure appropriation des outils par leurs utilisateurs, et la formalisation de préconisations environnementales rendues plus simples à découvrir. L'analyse des exigences environnementales nous a conduits à classer celles-ci en deux catégories : les exigences « intrinsèques » liées à la fonction et aux éléments qui constituent l'innovation ; et les exigences « extrinsèques » qui s'appliquent à l'ensemble du système véhicule. L'intégration de ce référentiel d'écoconception a été effectuée en trois phases.

Dans la première phase, le contenu du référentiel d'écoconception a d'abord été défini : la checklist « Recyclage & Environnement » (checklist R&E) est l'élément central du référentiel et permet à l'équipe écoconception de valider (ou non) la prise en compte des exigences environnementales des projets d'ingénierie avancée ; cette prise en compte est traduite par des

plans d'actions pour lesquels des outils ont été développés ; enfin, un courrier générique permet de solliciter les fournisseurs pour combler les informations manquantes, telles que la composition en matière de l'élément innovant. Puis, la première version du référentiel d'écoconception a été conçue de manière itérative avec un échantillon de pilotes d'innovation, permettant un apprentissage croisé entre l'équipe écoconception et les équipes d'innovations, en n'intégrant que les exigences intrinsèques. Enfin, la validation de l'utilisation du référentiel dans la démarche Qualité en innovation, d'une part montre que cette conception itérative a permis la valorisation de la dimension « Environnement » d'un état de critère contingent à celui de critère discriminant de conception ; et d'autre part déclenche le processus d'évaluation systématique des projets d'ingénierie avancée, dont la procédure, pendant cette première phase, a été conçue de telle sorte que l'ensemble des pilotes d'innovations, lors de la première évaluation, puissent être initiés aux exigences environnementales par le pilote écoconception.

Dans la deuxième phase, l'outil OSIRIS (Outil de Simulation de l'Impact sur la Recyclabilité des InnovationS) a été développé pour répondre à l'exigence extrinsèque sur la recyclabilité. OSIRIS se base sur un point de vue modulaire où le véhicule est considéré comme l'union d'une base véhicule et d'une solution initiale ou innovante. Comme le développement du nouveau véhicule n'est pas majoritairement terminé, une hypothèse simplificatrice est effectuée pour fixer les taux de recyclabilité et de valorisabilité de la base commune. Enfin, l'utilisateur définit les stratégies de fin de vie à chaque module de solution. Le résultat final se présente sous la forme d'un indicateur relatif appelé IMR relatif égal à la différence entre le taux de recyclabilité du véhicule remplacé et du véhicule initial. De plus, la comparaison de différentes variantes de l'innovation et de différentes stratégies de fin de vie, ainsi que le calcul de l'impact d'un panier d'innovations sur la recyclabilité du véhicule, peuvent être réalisés avec OSIRIS. Cet outil est concluant sur la majorité des innovations. L'application permet d'obtenir une bonne tendance de l'impact et d'appréhender le risque réglementaire pour l'homologation. Pour améliorer OSIRIS, nous préconisons d'ajouter une analyse techno-économique pour prendre en compte la viabilité de la filière recyclage et l'impact d'une innovation sur ces questions. Du point de vue organisationnel, la checklist R&E est utilisée de manière autonome par les pilotes d'innovations. En revanche, à ce stade, il est impossible de conclure sur la réussite de l'intégration de l'environnement en innovation : c'est un processus qui ne peut que s'inscrire sur une période de plusieurs années consécutives.

Dans la troisième phase, l'outil TEEPI (Tool for Evaluating the Eco-Performance of Innovations) a été développé pour répondre à l'exigence extrinsèque sur les impacts

environnementaux de type cycle de vie. La modélisation des véhicules, nécessaire à l'évaluation extrinsèque, est basée sur le traitement par classification ascendante hiérarchique (CAH) de résultats d'ACV de véhicules précédents. Cette méthode a deux bénéfices : premièrement, l'évaluation extrinsèque d'un sous-système innovant est simplifiée en évitant l'évaluation complète du futur système global ; et deuxièmement, sur une vision long terme, une spirale d'apprentissage organisationnel est générée entre les équipes projets, innovation, et environnement, sur la thématique de l'écoconception, conduisant ainsi à une amélioration continue du PCI de produits. Les ingénieurs peuvent faire une évaluation environnementale de leur innovation plus tôt dans le PCI sans avoir à disposition une description complète du programme véhicule auquel elle sera raccordée. Du point de vue organisationnel, le palier d'intégration supérieur visant une autonomie des pilotes d'écoconception sur le référentiel d'écoconception n'a pas été expérimentée.

Depuis que le référentiel d'écoconception a été intégré en innovation, l'utilisation de la checklist R&E est devenue obligatoire pour l'ensemble des projets d'ingénierie avancée. OSIRIS est également utilisé de manière récurrente depuis que l'exigence sur la recyclabilité a été intégrée au référentiel. A l'heure où nous écrivons ces lignes, TEEPI semble être sur la même voie qu'OSIRIS puisque que les premières évaluations pour des passages de jalons ont été réalisées.

Les perspectives de cette thèse portent principalement sur la poursuite de la stratégie E3PICS dans le but d'améliorer continuellement la qualité environnementale des systèmes complexes. En effet, cette thèse s'est attachée à expérimenter les trois premières phases de la stratégie E3PICS. Or, il ne peut être convenu ici que l'intégration de la dimension « Environnement » dans les processus de conception et d'innovation puisse se terminer ainsi : les travaux effectués dans cette thèse ont permis d'initier une spirale d'apprentissage autour de la prise en compte de l'environnement en phase d'innovation. Les suites envisageables peuvent être représentées sur le schéma de la méthode de recherche employée (Figure 75).

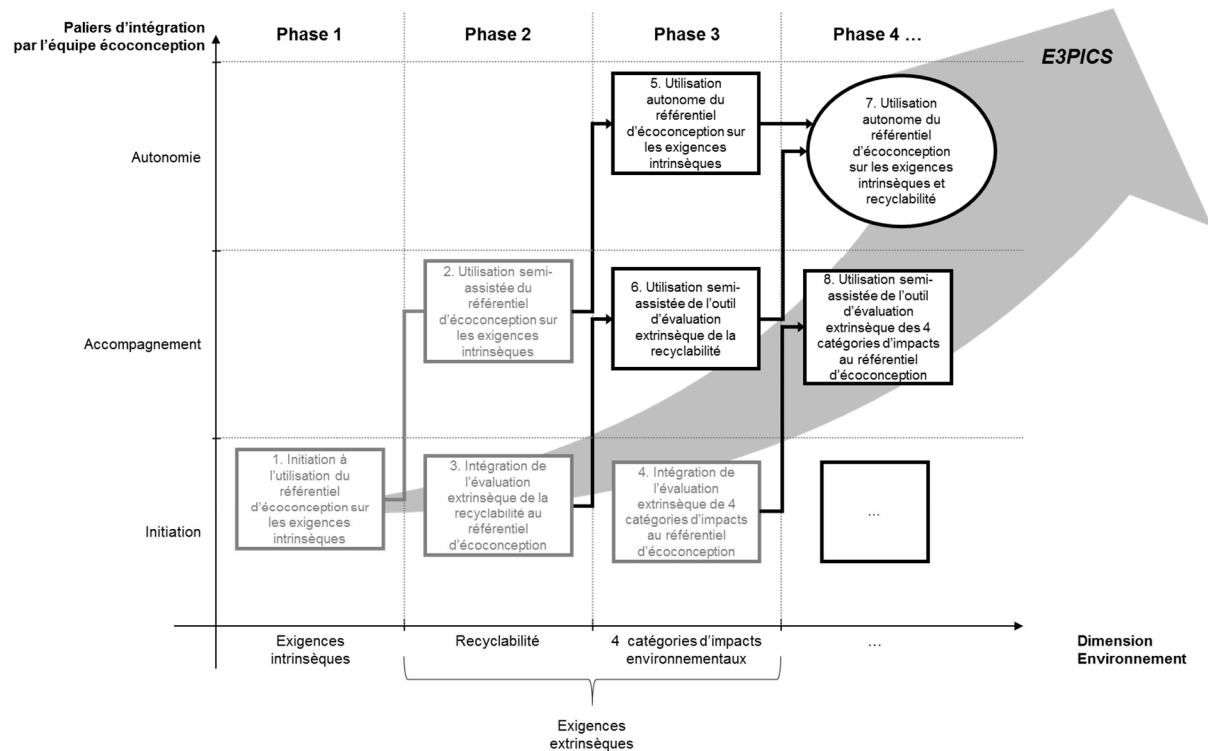


Figure 75. Perspectives de la stratégie E3PICS

Premièrement, il s'agit de poursuivre l'intégration progressive des outils développés : terminer la phase 3 par l'utilisation autonome du référentiel d'écoconception sur les exigences intrinsèques, et l'utilisation accompagnée de l'outil sur l'évaluation de l'impact « Recyclabilité » ; puis entamer la phase 4 par l'inclusion de la recyclabilité dans l'utilisation autonome du référentiel d'écoconception, et par l'utilisation semi-assistée de l'outil sur l'évaluation des catégories d'impacts environnementaux de type cycle de vie. Sur ce dernier point, il a été montré que les catégories d'impacts environnementaux ne sont pas nécessairement limitées aux quatre utilisées dans cette thèse et, au contraire, devraient progressivement être incluses d'autres catégories, par exemple le potentiel d'acidification de l'air. De la même manière, il conviendrait d'élargir le cycle de vie en prenant en compte, dans la mesure du possible, d'autres étapes comme celle de la logistique en amont et en aval des usines terminales.

Deuxièmement, la poursuite de l'expansion de la dimension « Environnement » par la prise en compte au fil de l'eau de nouvelles exigences environnementales déployées progressivement, par palier d'intégration, dans les différents services, favoriserait l'amélioration continue de la qualité environnementale des produits de l'entreprise. Dans cette optique d'intégration dynamique, plusieurs voies possibles peuvent être envisagées, dont les trois suivantes :

- La première voie, axée sur la technique, viserait à optimiser la conception du système complexe innovant des points de vue environnemental et économique. Le croisement de la méthode de *Constraint Satisfaction Problem* (CSP) avec l'ACV (Tchertchian et al., 2013) semble être l'une des voies possibles pour une amélioration effective des produits, une fois que les problématiques environnementales ont bien été intégrées par les ingénieurs ;
- La deuxième voie, également technique, consisterait à l'intégration et l'expérimentation de nouvelles méthodes d'ACV telles que l'ACV conséquentielle. L'utilisation de l'ACV conséquentielle trouverait toute sa pertinence dans l'évaluation des conséquences de la mise sur le marché d'une nouvelle technologie, par exemple l'évaluation de l'impact de la mise sur le marché de véhicules électriques sur le mix électrique du territoire concerné ;
- La troisième voie, axée sur l'organisation, serait d'une part, de continuer l'intégration par l'aval et donc de remonter les TRL pour considérer l'écoconception plus en amont ; et d'autre part, de disséminer la prise en compte de la dimension « Environnement » à la fois horizontalement et verticalement dans la matrice organisationnelle de l'entreprise en touchant à la fois la hiérarchie et des services moins directement concernés par le processus de conception et d'innovation. Dans ce cadre, les méthodes d'éco-idéation (Tyl et al., 2011) permettraient de générer des innovations plus responsables.

Enfin, d'un point de vue plus global, puisque la stratégie E3PICS n'a pu être expérimentée que dans une seule entreprise et pour un seul type de produits, il semblerait pertinent d'identifier d'autres structures avec des processus d'innovation similaires pour déployer cette méthode ; l'industrie aéronautique ou celle du ferroviaire semblent être des secteurs pertinents pour cette question. De la même manière, la réussite de l'intégration de l'écoconception ne pouvant qu'être mesurée dans le temps, une plus longue période d'observation serait nécessaire.

Références bibliographiques

AFNOR, 2013. NF E01-005 - Produits mécaniques - Méthodologie de réduction des impacts environnementaux à la conception et au développement des produits. S.I.

ALAZARD-TOUX, Nathalie et MAISONNIER, Guy, 2009. L'offre et la demande de pétrole. In : Panorama. Journée de l'Institut français du pétrole, Défis et enjeux pour les transports de demain [en ligne]. Paris, Lyon, France : IFP Energies nouvelles. 2009. Disponible à l'adresse : <http://www.ifpenergiesnouvelles.fr/publications/notes-de-synthese-panorama/panorama-2009>.

ALONSO, Juan C., DOSE, Julia, FLEISCHER, Günter, GERAGHTY, Kate, GREIF, André, RODRIGO, Julio et SCHMIDT, Wulf-Peter, 2007. Electrical and electronic components in the automotive sector: Economic and environmental assessment. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 juillet 2007. Vol. 12, n° 5, p. 328-335. DOI 10.1065/lca2006.08.263.

ANDRIANKAJA, Hery, BERTOLUCI, Gwenola et MILLET, Dominique, 2013. Development and integration of a simplified environmental assessment tool based on an environmental categorisation per range of products. In : Journal of Engineering Design. janvier 2013. Vol. 24, n° 1, p. 1-24. DOI 10.1080/09544828.2012.665226.

BARE, Jane C., 2002. Traci: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. In : Journal of Industrial Ecology. juillet 2002. Vol. 6, n° 3-4, p. 49-78. DOI 10.1162/108819802766269539.

BAUMANN, H., BOONS, F. et BRAGD, A., 2002. Mapping the green product development field: engineering, policy and business perspectives. In : Journal of Cleaner Production. octobre 2002. Vol. 10, n° 5, p. 409-425. DOI 10.1016/S0959-6526(02)00015-X.

BEAUME, Romain, MANIAK, Remi et MIDLER, Christophe, 2009. Crossing innovation and product projects management: A comparative analysis in the automotive industry. In : International Journal of Project Management. février 2009. Vol. 27, n° 2, p. 166-174. DOI 10.1016/j.ijproman.2008.09.004.

BELEM, Gisèle, REVÉRET, Jean-Pierre et GENDRON, Corinne (dir.), 2005. L'analyse du cycle de vie comme outil de développement durable. In : Cahier de la Chaire de responsabilité sociale et de développement durable [en ligne]. Montréal : École des sciences de la gestion,

UQAM. Collection Recherche, 08-2005. Disponible à l'adresse : <http://www.crsdd.uqam.ca/Pages/docs/pdfCahiersRecherche/08-2005.pdf>.

BELLINI, Béatrice et JANIN, Marc, 2011. Écoconception: état de l'art des outils disponibles. In : Techniques de l'ingénieur Industrialisation des procédés : défis et nouvelles approches [en ligne]. 10 octobre 2011. n° ref. article : g6010. Disponible à l'adresse : <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/procedes-chimie-bio-agro-th2/industrialisation-des-procedes-defis-et-nouvelles-approches-42602210/ecoconception-etat-de-l-art-des-outils-disponibles-g6010/>.

BERTHIAS, Gilles, 2011. Véhicule comportant une suspension à lame de ressort en matériau composite, et lame de ressort correspondante. FR 2958216 (A1). 10 juillet 2011.

BERTIN, Éric, GANDRILLON, Olivier, BESLON, Guillaume, GRAUWIN, Sébastien, JENSEN, Pablo et SCHABANEL, Nicolas, 2011. Les complexités : point de vue d'un institut des systèmes complexes. In : Hermès, La Revue. 1 août 2011. Vol. 60, n° 2, p. 145-150.

BLACKBURN, Marie-Eve, 2013. Le développement durable : une solution éthique pour contrer la détérioration de l'environnement [en ligne]. Mémoire de Maîtrise en science politique. Montréal (Québec, Canada). Université du Québec à Montréal. [Consulté le 16 juillet 2014]. Disponible à l'adresse : <http://www.archipel.uqam.ca/5880/>.

BOCKEN, N. M. P., ALLWOOD, J. M., WILLEY, A. R. et KING, J. M. H., 2011. Development of an eco-ideation tool to identify stepwise greenhouse gas emissions reduction options for consumer goods. In : Journal of Cleaner Production. août 2011. Vol. 19, n° 12, p. 1279-1287. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.04.009.

BOCKEN, N. M. P., ALLWOOD, J. M., WILLEY, A. R. et KING, J. M. H., 2012. Development of a tool for rapidly assessing the implementation difficulty and emissions benefits of innovations. In : Technovation. janvier 2012. Vol. 32, n° 1, p. 19-31. DOI 10.1016/j.technovation.2011.09.005.

BOIRAL, Olivier, 2007. Environnement et gestion: de la prévention à la mobilisation. S.l. : Presses Université Laval. ISBN 9782763784892.

BOKS, Casper, 2006. The soft side of ecodesign. In : Journal of Cleaner Production. 2006. Vol. 14, n° 15-16, p. 1346-1356. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.11.015.

BOVEA, M. D. et PÉREZ-BELIS, V., 2012. A taxonomy of ecodesign tools for integrating environmental requirements into the product design process. In : *Journal of Cleaner Production*. janvier 2012. Vol. 20, n° 1, p. 61-71. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.07.012.

BRAS, Bert, 1997. Incorporating environmental issues in product design and realization. In : *Industry and Environment*. 1997. Vol. 20, n° 1, p. 7–13.

BREZET, Han, HEMEL, Carolien van, UNEP IE CLEANER PRODUCTION NETWORK, RATHENAU INSTITUUT et TECHNISCHE UNIVERSITEIT DELFT, 1997. *Ecodesign: a promising approach to sustainable production and consumption*. Paris, France; The Hague; Delft, Netherlands : United Nations Environment Programme, Industry and Environment, Cleaner Production ; Rathenau Institute ; Delft University of Technology. ISBN 928071631X 9789280716313.

BUET, G., GIDEL, T. et MILLET, D., 2011. Integrating Innovations into Vehicle Projects—Towards a Robust « Touch Down » Process. In : *Global Product Development [en ligne]*. S.l. : Springer. p. 117–126. [Consulté le 29 avril 2014]. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-15973-2_12.

BYGGETH, Sophie et HOCHSCHORNER, Elisabeth, 2006. Handling trade-offs in Ecodesign tools for sustainable product development and procurement. In : *Journal of Cleaner Production*. 2006. Vol. 14, n° 15–16, p. 1420-1430. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.03.024.

CASAMAYOR, Jose Luis et SU, Daizhong, 2013. Integration of eco-design tools into the development of eco-lighting products. In : *Journal of Cleaner Production*. mai 2013. Vol. 47, p. 32-42. DOI 10.1016/j.jclepro.2013.02.011.

CHANARON, Jean Jacques, 2007. Life Cycle Assessment practices: benchmarking selected European automobile manufacturers. In : *International Journal of Product Lifecycle Management*. 2007. Vol. 2, n° 3, p. 290-311. DOI 10.1504/IJPLM.2007.016293.

CHEILLETZ, Alain, 2013. Y a-t-il vraiment un risque d'épuisement des ressources ? In : *Science et pseudo-sciences [en ligne]*. juillet 2013. n° 305. Disponible à l'adresse : <http://www.pseudo-sciences.org/spip.php?article2185>.

CHEN, Jahau Lewis et LIU, Chih-Chen, 2001. An eco-innovative design approach incorporating the TRIZ method without contradiction analysis. In : The Journal of Sustainable Product Design. 1 décembre 2001. Vol. 1, n° 4, p. 263-272. DOI 10.1023/A:1024621524160.

CHRISSIS, Mary Beth, KONRAD, Mike et SHRUM, Sandy, 2003. CMMI Guidelines for Process Integration and Product Improvement. Boston, MA, USA : Addison-Wesley Longman Publishing Co., Inc. ISBN 0321154967.

COMMISSARIAT GÉNÉRAL AU DÉVELOPPEMENT DURABLE, 2014. Les proliférations d'algues sur les côtes métropolitaines. In : Le Point sur [en ligne]. janvier 2014. n° 180. Disponible à l'adresse : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Les-proliférations-d-algues-sur.html>.

COPPENS, C., LE COQ, M., MILLET, D. et MICHAUD, P., 2002. Evaluating and improving the recovery aptitude of an automobile function: The PSA approach. In : International Journal of Vehicle Design. 1 janvier 2002. Vol. 29, n° 4, p. 307-316.

CURRAN, Mary Ann, NOTTEN, Philippa, CHAYER, Julie-Ann et CICAS, Gyorgyi, 2006. Summary of Global Life Cycle Inventory Data Resources [en ligne]. S.I. SETAC/UNEP Life Cycle Initiative. Disponible à l'adresse : http://www.epa.gov/ordntrnt/ORD/NRMRL/std/lca/pdfs/summary_of_global_lci_data_resources.pdf.

DAGORN, René-Eric, 2009. Géopolitique de l'eau. In : Sciences Humaines [en ligne]. juillet 2009. n° 206. Disponible à l'adresse : http://www.scienceshumaines.com/geopolitique-de-l-eau_fr_24012.html.

DEWULF, Wim, 2003. A pro-active approach to ecodesign: frameworks and tools. S.I. : Katholieke Universiteit Leuven.

DIDIER, Évelyne et SITTLER, Esther, 2013. N° 143 : Rapport d'information fait au nom de la commission du développement durable, des infrastructures, de l'équipement et de l'aménagement du territoire sur les déchets : filières à responsabilité élargie du producteur (REP) et écoconception [en ligne]. Paris. Sénat. Disponible à l'adresse : <http://www.senat.fr/rap/r13-143/r13-1431.pdf>.

DURAND, Frédéric, 2012. Réchauffement climatique : le Nord n'est pas moins concerné que le Sud. In : Territoire en mouvement [En ligne]. 2012. n° 14-15, p. 21-33.

EUROPEAN COMMISSION, 2011. Commission directive 2011/37/EU of 30 March 2011 amending Annex II to Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council on end-of-life vehicles. 2011. S.l. : s.n.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2014. Why did greenhouse gas emissions decrease in the EU between 1990 and 2012? [en ligne]. S.l. EEA analysis. Disponible à l'adresse : <http://www.eea.europa.eu/publications/why-are-greenhouse-gases-decreasing>.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2000. Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on end-of life vehicles. 18 septembre 2000. S.l. : s.n.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2005. Directive 2005/64/EC of the European Parliament and of the Council of 26 October 2005 on the type-approval of motor vehicles with regard to their reusability, recyclability and recoverability and amending Council Directive 70/156/EEC. 26 octobre 2005. S.l. : s.n.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2006. Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC. 2006. S.l. : s.n.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2007. Regulation No 715/2007 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2007 on type approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6). 2007. S.l. : s.n.

EUROPEAN PARLIAMENT COUNCIL, 2009. Regulation No 443/2009 of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 setting emission performance standards for new passenger cars as part of the Community's integrated approach to reduce CO₂ emissions from light-duty vehicles. 2009. S.l. : s.n.

FARGNOLI, Mario et KIMURA, Fumihiko, 2007. The Optimization of the Design Process for an Effective Use in Eco-Design. In : TAKATA, Shozo et UMEDA, Yasushi (éd.), *Advances in Life Cycle Engineering for Sustainable Manufacturing Businesses* [en ligne]. S.l. : Springer London. p. 59-64. ISBN 978-1-84628-934-7, 978-1-84628-935-4. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-1-84628-935-4_11.

FINKBEINER, Matthias et HOFFMANN, Rüdiger, 2006. Application of Life Cycle Assessment for the Environmental Certificate of the Mercedes-Benz S-Class (7 pp). In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 juillet 2006. Vol. 11, n° 4, p. 240-246. DOI 10.1065/lca2006.05.248.

FINNVEDEN, Göran, HAUSCHILD, Michael Z., EKVALL, Tomas, GUINÉE, Jeroen, HEIJUNGS, Reinout, HELLWEG, Stefanie, KOEHLER, Annette, PENNINGTON, David et SUH, Sangwon, 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. In : *Journal of Environmental Management*. octobre 2009. Vol. 91, n° 1, p. 1-21. DOI 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.

FOUCART, Stéphane, 2014. Les impacts du réchauffement menacent la stabilité mondiale. In : *Le Monde*. 31 mars 2014.

FOUCAULT, Michel, 1978. Leçon du 25 janvier 1978. In : EWALD, François, FONTANA, Alessandro et SENELLART, Michel (éd.), *Sécurité, territoire, population - Cours au Collège de France (1977-1978)* [en ligne]. 2004. Lonrai, France : Éditions Gallimard, Éditions du Seuil. Hautes Études. ISBN 2-02-030799-5. Disponible à l'adresse : http://issuu.com/sorindanut/docs/michel_foucault_s__curit____territo.

GARCIA, Julien et TONNELIER, Pierre, 2011. Preliminary study for a Life Cycle Assessment of Hybrid Electric Vehicle. In : NADEAU, Jean-Pierre et FISCHER, Xavier (éd.), *Research in Interactive Design* [en ligne]. Paris : Springer. 2011. Disponible à l'adresse : http://extras.springer.com/2011/978-2-8178-0169-8/Articles/GEDI/GEDI_P123.pdf.

GEHIN, Alexis, ZWOLINSKI, Peggy et BRISSAUD, Daniel, 2009. Integrated design of product lifecycles—The fridge case study. In : *CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology*. 2009. Vol. 1, n° 4, p. 214-220. DOI 10.1016/j.cirpj.2009.05.002.

GERRARD, Jason et KANDLIKAR, Milind, 2007. Is European end-of-life vehicle legislation living up to expectations? Assessing the impact of the ELV Directive on 'green' innovation and

vehicle recovery. In : *Journal of Cleaner Production*. janvier 2007. Vol. 15, n° 1, p. 17-27. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.06.004.

GOEDKOOP, M et SPRIENSMA, R, 2001. 1999/36a : The Eco-indicator99: a damage oriented method for life cycle impact assessment: methodology report [en ligne]. Amersfoort, The Netherlands. PRÉ Consultants b.v. Disponible à l'adresse : <http://irs.ub.rug.nl/dbi/4581696db734f>.

GOEDKOOP, Mark, HEIJUNGS, Reinout, HUIJBREGTS, Mark, SCHRYVER, An De, STRUIJS, Jaap et ZELM, Rosalie van, 2009. Report 1: Characterisation : ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level [en ligne]. S.l. Disponible à l'adresse : http://www.pre-sustainability.com/download/misc/ReCiPe_main_report_final_27-02-2009_web.pdf.

GOEPP, Virginie, CAILLAUD, Emmanuel et ROSE, Bertrand, 2013. A framework for the design of knowledge management systems in eco-design. In : *International Journal of Production Research*. juin 2013. Vol. 51, n° 19, p. 5803-5823. DOI 10.1080/00207543.2013.795252.

GRAEDEL, Thomas E., 1996. Weighted matrices as product life cycle assessment tools. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 juin 1996. Vol. 1, n° 2, p. 85-89. DOI 10.1007/BF02978651.

GRAEDEL, Thomas E., 1998. Streamlined Life-Cycle Assessment. S.l. : Pearson US Imports & PHIPEs. ISBN 0136074251.

GUINEE, Jeroen B., BRUIJN, Hans de, DUIN, Robbert van et HUIJBREGTS, Mark A. J., 2002. Handbook on Life Cycle Assessment; Operational Guide to the ISO Standards. Dordrecht : Kluwer Academic Publishers. Eco-Efficiency in Industry and Science. ISBN 978-1-4020-0228-1.

HARMEL, Ghassen, BONJOUR, Eric et DULMET, Maryvonne, 2006. Architecture des systèmes complexes : modélisation et pilotage par l'incertitude. In : 4ème Congrès National Annuel de l'AFIS. [en ligne]. Toulouse, France : s.n. 2006. p. 9 pages. [Consulté le 31 août 2014]. Disponible à l'adresse : <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00339666>.

HARRIBEY, Jean-Marie, QUIRION, Philippe et ROTILLON, Gilles, 2011. Les enjeux d'une transformation écologique qui soit sociale. In : LES ÉCONOMISTES ATTERRÉS, Changer d'économie ! Actes Sud. S.l. : s.n. Babel, 1175. p. 125-149. ISBN 978-2-330-01810-8.

HATCHER, G. D., IJOMAH, W. L. et WINDMILL, J. F. C., 2013. Integrating design for remanufacture into the design process: the operational factors. In : Journal of Cleaner Production. janvier 2013. Vol. 39, p. 200-208. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.08.015.

HATCHUEL, Armand, LE MASSON, Pascal et WEIL, Benoît, 2001. From R&D to RID: Design strategies and the management of innovation fields. In : 8th International Product Development Management Conference. S.l. : s.n. 2001. p. 415-430.

HATCHUEL, Armand et WEIL, Benoit, 2009. C-K design theory: an advanced formulation. In : Research in Engineering Design. 1 janvier 2009. Vol. 19, n° 4, p. 181-192. DOI 10.1007/s00163-008-0043-4.

HAUSCHILD, Michael et POTTING, José, 2005. 80 : Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment; - The EDIP2003 methodology [en ligne]. S.l. Institute for Product Development, Technical University of Denmark. Environmental News. Disponible à l'adresse : <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-579-4/pdf/87-7614-580-8.pdf>.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J. B., HUPPES, G., LANKREIJER, R. M., UDO DE HAES, H. A., WEGENER SLEESWIJK, A., ANSEMS, A. M. M., EGGELS, P. G., DUIN, R. van et GOEDE, H. P. de, 1992. Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds (Part 1) [en ligne]. Leiden, Pays-Bas. CML. Disponible à l'adresse : <https://openaccess.leidenuniv.nl/handle/1887/8061>.

HENDERSON, Rebecca M. et CLARK, Kim B., 1990. Architectural Innovation: The Reconfiguration of Existing Product Technologies and the Failure of Established Firms. In : Administrative Science Quarterly. mars 1990. Vol. 35, n° 1, p. 9. DOI 10.2307/2393549.

HOBBS, Jon et DRAKENBERG, Olof, 2009. Les minéraux au service d'une croissance pro-pauvres. In : OECD (éd.), Ressources naturelles et croissance pro-pauvres [en ligne]. Paris : Organisation for Economic Co-operation and Development. ISBN 9789264041837. Disponible à l'adresse : <http://www.oecd-ilibrary.org/content/book/9789264041844-fr>.

HOCHSCHORNER, Elisabeth et FINNVEDEN, Göran, 2003. Evaluation of two simplified Life Cycle assessment methods. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 mai 2003. Vol. 8, n° 3, p. 119-128. DOI 10.1007/BF02978456.

HOLLOWAY, Leigh, 1998. Materials selection for optimal environmental impact in mechanical design. In : *Materials & Design*. 5 octobre 1998. Vol. 19, n° 4, p. 133-143. DOI 10.1016/S0261-3069(98)00031-4.

HOLT, Raymond et BARNES, Catherine, 2010. Towards an integrated approach to « Design for X »: an agenda for decision-based DFX research. In : *Research in Engineering Design*. 1 avril 2010. Vol. 21, n° 2, p. 123-136. DOI 10.1007/s00163-009-0081-6.

HOUDRÉ, Cédric, PONCEAU, Juliette et ZERGAT BONNIN, Marie, 2013. Les niveaux de vie en 2011. In : *INSEE Première* [en ligne]. septembre 2013. n° 1464. Disponible à l'adresse : <http://www.insee.fr/fr/ffc/ipweb/ip1464/ip1464.pdf>.

HUR, Tak, LEE, Jiyong, RYU, Jiyeon et KWON, Eunsun, 2005. Simplified LCA and matrix methods in identifying the environmental aspects of a product system. In : *Journal of Environmental Management*. mai 2005. Vol. 75, n° 3, p. 229-237. DOI 10.1016/j.jenvman.2004.11.014.

ILGIN, Mehmet Ali et GUPTA, Surendra M., 2010. Environmentally conscious manufacturing and product recovery (ECMPRO): A review of the state of the art. In : *Journal of Environmental Management*. janvier 2010. Vol. 91, n° 3, p. 563-591. DOI 10.1016/j.jenvman.2009.09.037.

IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : s.n. ISBN 9781107661820.

ISO, 2002a. *ISO 22628:2002 - Véhicules routiers -- Recyclabilité et valorisabilité -- Méthode de calcul*. S.I.

ISO, 2002b. *ISO/TR 14062:2002 - Management environnemental -- Intégration des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produit*. S.I.

ISO, 2006a. ISO 14040:2006 - Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Principes et cadre. S.l.

ISO, 2006b. ISO 14044:2006 - Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Exigences et lignes directrices. S.l.

JACQUESON, Loic, MILLET, Dominique et AOUSSAT, Ameziane, 2003. Integration of the environment in product design by a learning process: proposal for a piloting tool. In : International Journal of Environment and Pollution. 1 janvier 2003. Vol. 19, n° 4, p. 317-335.

JANIN, Marc, 2000. Démarche d'écoconception en entreprise. Un enjeu: construire la cohérence entre outils et processus [en ligne]. S.l. : Arts et Métiers ParisTech. Disponible à l'adresse : <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00005632/>.

JASCH, Christine, 2000. Environmental performance evaluation and indicators. In : Journal of Cleaner Production. février 2000. Vol. 8, n° 1, p. 79-88. DOI 10.1016/S0959-6526(99)00235-8.

JOHANSSON, G., GREIF, A. et FLEISCHER, G., 2007. Managing the design/environment interface: studies of integration mechanisms. In : International Journal of Production Research. 15 septembre 2007. Vol. 45, n° 18-19, p. 4041-4055. DOI 10.1080/00207540701474823.

JOHANSSON, Glenn et MAGNUSSON, Thomas, 2006. Organising for environmental considerations in complex product development projects: implications from introducing a « Green » sub-project. In : Journal of Cleaner Production. 2006. Vol. 14, n° 15-16, p. 1368-1376. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.11.014.

JOLLIET, Olivier, SAADÉ, Myriam, CRETTEZ, Pierre et SHAKED, Shanna, 2010. Analyse du cycle de vie : Comprendre et réaliser un écobilan. 2e édition revue et augmentée. Lausanne : PPUR. ISBN 9782880748869.

JONES, E, STANTON, N. A et HARRISON, D, 2001. Applying structured methods to Eco-innovation. An evaluation of the Product Ideas Tree diagram. In : Design Studies. novembre 2001. Vol. 22, n° 6, p. 519-542. DOI 10.1016/S0142-694X(01)00007-2.

KARLSSON, Reine, STEEN, Bengt et WENDEL, Agneta, 1997. EPS as a Life Cycle oriented System Assessment Tool to Facilitate Industrial Learning about Relations to the Environment.

In : BARLAS, Yaman, DIKER, Vedat G. et POLAT, Seckin (éd.), The 15th International Conference of the System Dynamics Society [en ligne]. Istanbul, Turkey : s.n. 1997. p. 61-68. Disponible à l'adresse : <http://www.systemdynamics.org/conferences/1997/karlsson.pdf>.

KEOLEIAN, G.A. et KAR, K., 2003. Elucidating complex design and management tradeoffs through life cycle design: air intake manifold demonstration project. In : Journal of Cleaner Production. février 2003. Vol. 11, n° 1, p. 61-77. DOI 10.1016/S0959-6526(02)00004-5.

KEOLEIAN, Gregory A., SPATARI, Sabrina, BEAL, Robb T., STEPHENS, Robert D. et WILLIAMS, Ronald L., 1998. Application of life cycle inventory analysis to fuel tank system design. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 janvier 1998. Vol. 3, n° 1, p. 18-28. DOI 10.1007/BF02978446.

KNIGHT, Paul et JENKINS, James O., 2009. Adopting and applying eco-design techniques: a practitioners perspective. In : Journal of Cleaner Production. mars 2009. Vol. 17, n° 5, p. 549-558. DOI 10.1016/j.jclepro.2008.10.002.

KOFFLER, Christoph, KRINKE, Stephan, SCHEBEK, Liselotte et BUCHGEISTER, Jens, 2008. Volkswagen slimLCI: a procedure for streamlined inventory modelling within life cycle assessment of vehicles. In : International Journal of Vehicle Design. 1 janvier 2008. Vol. 46, n° 2, p. 172-188. DOI 10.1504/IJVD.2008.017181.

KOFFLER, Christoph et ROHDE-BRANDENBURGER, Klaus, 2010. On the calculation of fuel savings through lightweight design in automotive life cycle assessments. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 janvier 2010. Vol. 15, n° 1, p. 128-135. DOI 10.1007/s11367-009-0127-z.

KOPLIN, Julia, SEURING, Stefan et MESTERHARM, Michael, 2007. Incorporating sustainability into supply management in the automotive industry – the case of the Volkswagen AG. In : Journal of Cleaner Production. 2007. Vol. 15, n° 11–12, p. 1053-1062. DOI 10.1016/j.jclepro.2006.05.024.

KRINKE, Stephan, BOßDORF-ZIMMER, Benjamin et GOLDMANN, Daniel, 2006. The Volkswagen-SiCon Process: Eco-efficient solution for future end-of-life vehicle treatment. In : 13th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering [en ligne]. Louvain, Belgique : s.n. 2006. p. 359–364. Disponible à l'adresse : <http://www.mech.kuleuven.be/lce2006/157.pdf>.

LABOUZE, Eric, HONORÉ, Cécile, MOULAY, Lamy, COUFFIGNAL, Bénédicte et BEEKMANN, Matthias, 2004. Photochemical ozone creation potentials: A new set of characterization factors for different gas species on the scale of western Europe. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. mai 2004. Vol. 9, n° 3, p. 187-195. DOI 10.1007/BF02994193.

LAGERSTEDT, Jessica, 2003. Functional and environmental factors in early phases of product development-Eco Functional Matrix [en ligne]. S.l. : KTH. Disponible à l'adresse : <http://kth.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:9267>.

LAHONDE, Nathalie, 2010. Optimisation du processus de conception: proposition d'un modèle de sélection des méthodes pour l'aide à la décision [en ligne]. S.l. : Arts et Métiers ParisTech. [Consulté le 27 février 2013]. Disponible à l'adresse : <http://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00566196/>.

LE BORGNE, Rozenn et FEILLARD, Pascal, 2001. End-of-life of a polypropylene bumper skin. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 mai 2001. Vol. 6, n° 3, p. 167-176. DOI 10.1007/BF02978735.

LE POCHAT, Stéphane, BERTOLUCI, Gwenola et FROELICH, Daniel, 2007. Integrating ecodesign by conducting changes in SMEs. In : Journal of Cleaner Production. 2007. Vol. 15, n° 7, p. 671-680. DOI 10.1016/j.jclepro.2006.01.004.

LENAU, T. et BEY, N., 2001. Design of environmentally friendly products using indicators. In : Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part B: Journal of Engineering Manufacture. 1 mai 2001. Vol. 215, n° 5, p. 637-645. DOI 10.1243/0954405011518575.

LESTAVEL, Thomas, 2014. Les terres rares, symbole d'un monde insoutenable. In : Alternatives Économiques [en ligne]. juillet 2014. n° 337. Disponible à l'adresse : <http://thomaslestavel.com/2014/07/04/les-terres-rares-symbole-dun-monde-insoutenable/>.

LINDAHL, Mattias, 2000. Environmental Effect Analysis (EEA) - An approach to Design for Environment. S.l. : KTH Royal Institute of Technology.

LOUIS, Sophie et WENDEL, Agneta, 1998. Life Cycle Assessment and Design - Experience from Volvo Car Corporation. In : International Congress & Exposition [en ligne]. Warrendale, PA : SAE International. 23 février 1998. Disponible à l'adresse : <http://papers.sae.org/980473/>.

LUTTROP, Conrad et LAGERSTEDT, Jessica, 2006. EcoDesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. In : *Journal of Cleaner Production*. janvier 2006. Vol. 14, n° 15-16, p. 1396-1408. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.11.022.

MANIAK, Remi et MIDLER, Christophe, 2008. Shifting from co-development to co-innovation. In : *International Journal of Automotive Technology and Management*. 1 janvier 2008. Vol. 8, n° 4, p. 449-468. DOI 10.1504/IJATM.2008.020313.

MANKINS, John C., 2009. Technology readiness assessments: A retrospective. In : *Acta Astronautica*. novembre 2009. Vol. 65, n° 9-10, p. 1216-1223. DOI 10.1016/j.actaastro.2009.03.058.

MASUI, Keijiro, SAKAO, Tomohiko, KOBAYASHI, Mitsuru et INABA, Atsushi, 2003. Applying Quality Function Deployment to environmentally conscious design. In : *International Journal of Quality & Reliability Management*. 1 février 2003. Vol. 20, n° 1, p. 90-106. DOI 10.1108/02656710310453836.

MEBRATU, Desta, 1998. Sustainability and sustainable development. In : *Environmental Impact Assessment Review*. novembre 1998. Vol. 18, n° 6, p. 493-520. DOI 10.1016/S0195-9255(98)00019-5.

MILLET, Dominique, BISTAGNINO, Luigi, CAMOUS, Roger et AOUSSAT, Ameziane, 2004. Integration of New Dimensions in Design Process. In : TICHKIEWITCH, Serge et BRISSAUD, Daniel (éd.), *Methods and Tools for Co-operative and Integrated Design* [en ligne]. S.l. : Springer Netherlands. p. 209-222. [Consulté le 22 janvier 2014]. ISBN 978-90-481-6536-0, 978-94-017-2256-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-017-2256-8_18.

MILLET, Dominique, BISTAGNINO, Luigi, LANZAVECCHIA, C., CAMOUS, Roger et POLDMA, Tiiu, 2007. Does the potential of the use of LCA match the design team needs? In : *Journal of Cleaner Production*. 2007. Vol. 15, n° 4, p. 335-346. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.07.016.

MILLET, Dominique, BISTAGNINO, Luigi, LANZAVECCHIA, Carla et CAMOUS, Roger, 2003. L'entreprise face au développement durable : changement de paradigme et processus

d'apprentissage. In : *Nature Sciences Sociétés*. avril 2003. Vol. 11, n° 2, p. 146-157. DOI 10.1016/S1240-1307(03)00044-X.

MILLET, Dominique, COPPENS, Christophe, JACQUESON, Loïc, LE BORGNE, Rozenn et TONNELIER, Pierre, 2003. *Intégration de l'environnement en conception : l'entreprise et le développement durable*. Paris : Hermès Science. ISBN 9782746227132.

MILLET, Dominique, MINEL, Stéphanie et VALLETTE, Thomas, 2006. *Intégration de l'ergonomie dans la conception de produits mécaniques*. In : ROUCOULES, Lionel, YANNOU, Bernard et EYNARD, Benoît, *Ingénierie de la conception et cycle de vie des produits*. Paris : Hermes Science ; Lavoisier. ISBN 2746212145 9782746212145.

MILLET, Dominique, YVARIS, Pierre-Alain et TONNELIER, Pierre, 2012. A method for identifying the worst recycling case: Application on a range of vehicles in the automotive sector. In : *Resources, Conservation and Recycling*. novembre 2012. Vol. 68, p. 1-13. DOI 10.1016/j.resconrec.2012.07.002.

MUELLER, Karl G., LAMPÉRTH, Michael U. et KIMURA, Fumihiko, 2004. Parameterised inventories for life cycle assessment. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 juillet 2004. Vol. 9, n° 4, p. 227-235. DOI 10.1007/BF02978598.

NAKANO, Katsuyuki et HIRAO, Masahiko, 2011. Collaborative activity with business partners for improvement of product environmental performance using LCA. In : *Journal of Cleaner Production*. juillet 2011. Vol. 19, n° 11, p. 1189-1197. DOI 10.1016/j.jclepro.2011.03.007.

NUNES, Breno et BENNETT, David, 2010. Green operations initiatives in the automotive industry: An environmental reports analysis and benchmarking study. In : *Benchmarking: An International Journal*. 1 juin 2010. Vol. 17, n° 3, p. 396-420. DOI 10.1108/14635771011049362.

OECD, 2014. *The Cost of Air Pollution* [en ligne]. Paris : Organisation for Economic Co-operation and Development. ISBN 9789264210424. Disponible à l'adresse : <http://www.oecd-ilibrary.org/content/book/9789264210448-en>.

OERS, L. van, KONING, A. de, GUINÉE, J.B. et HUPPES, G., 2002. DWW-2002-061 : Abiotic resource depletion in LCA; Improving characterisation factors abiotic resource

depletion as recommended in the new Dutch LCA handbook [en ligne]. S.I. Road and Hydraulic Engineering Institute. Disponible à l'adresse : <http://cml.leiden.edu/publications/publications-ie-00-04s.html#2002>.

OLIVER-SMITH, Anthony, 2009. 7/2009 : Sea Level Rise and the Vulnerability of Coastal Peoples - Responding to the Local Challenges of Global Climate Change in the 21st Century [en ligne]. Paffenholz, Bornheim, Germany. UNU Institute for Environment and Human Security (UNU-EHS). InterSecTions. Disponible à l'adresse : <http://d-nb.info/102969186X/34>.

OLTRA, Vanessa et SAINT JEAN, Maïder, 2009. Sectoral systems of environmental innovation: An application to the French automotive industry. In : Technological Forecasting and Social Change. mai 2009. Vol. 76, n° 4, p. 567-583. DOI 10.1016/j.techfore.2008.03.025.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 2014. Qualité de l'air ambiant (extérieur) et santé. In : Aide-mémoire [en ligne]. mars 2014. n° 313. Disponible à l'adresse : <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/>.

PERRIER, Alain, 2004. Une réflexion interdisciplinaire à l'Académie d'agriculture de France. In : Natures Sciences Sociétés. 1 décembre 2004. Vol. 12, n° 4, p. 418-423.

REBITZER, Gerald, 2005. Enhancing the application efficiency of Life Cycle Assessment for industrial uses. S.I. : Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.

REYES, Tatiana et MILLET, Dominique, 2013. An exploratory study for the long-term integration of ecodesign in SMEs: the environmental Trojan horse strategy. In : Progress in Industrial Ecology, An Int. J. 2013. Vol. 8, n° 1/2, p. 67-91. DOI 10.1504/PIE.2013.055065.

RITTHOFF, Michael, ROHN, Holger et LIEDTKE, Christa, 2002. Calculating MIPS: Resource productivity of products and services [en ligne]. Wuppertal Spezial. S.I. Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy. Disponible à l'adresse : <http://ideas.repec.org/b/zbw/wupspe/27e.html>.

ROBERTSON, David et ULRICH, Karl, 1998. Planning for Product Platforms. In : MIT Sloan Management Review [en ligne]. 1998. Vol. 39, n° 4. Disponible à l'adresse : <http://sloanreview.mit.edu/article/planning-for-product-platforms/>.

SAKAO, Tomohiko, OBERENDER, Christof, KRONE, Nils, SHIMOMURA, Yoshiki, BIRKHOFFER, Herbert et REICHL, Herbert, 2006. Evaluating customer requirements in EcoVA. In : 13th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering [en ligne]. S.l. : s.n. 2006. p. 519-524. Disponible à l'adresse : <http://www.mech.kuleuven.be/lce2006/097.pdf>.

SAMET KALLEL, Wafa, LEDOUX, Y. et NADEAU, Jean-Pierre, 2010. Ecoinnovation Tool for Mal'in Software, Application on a Waffle Iron. In : Proceedings of IDMME-Virtual Concept 2010 [en ligne]. Bordeaux, France : s.n. 2010. Disponible à l'adresse : https://extras.springer.com/2011/978-2-8178-0168-1/Articles/GEDI/GEDI_P121.pdf.

SCHLOSSER, R., KLOCKE, F., DÖBBELER, B., RIEMER, B., HAMEYER, K., HEROLD, T., ZIMMERMANN, W., NUDING, O., SCHINDLER, B. A. et NIEMCZYK, M., 2011. Assessment of Energy and Resource Consumption of Processes and Process Chains within the Automotive Sector. In : HESSELBACH, Jürgen et HERRMANN, Christoph (éd.), Globalized Solutions for Sustainability in Manufacturing [en ligne]. S.l. : Springer Berlin Heidelberg. p. 45-50. ISBN 978-3-642-19691-1, 978-3-642-19692-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-19692-8_8.

SCHMIDT, Wulf-Peter, 2003. Life Cycle costing as part of design for environment environmental business cases. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 mai 2003. Vol. 8, n° 3, p. 167-174. DOI 10.1007/BF02978464.

SCHMIDT, Wulf-Peter, 2006. Life Cycle Tools within Ford of Europe's Product Sustainability Index. Case Study Ford S-MAX & Ford Galaxy (8 pp). In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 septembre 2006. Vol. 11, n° 5, p. 315-322. DOI 10.1065/lca2006.08.267.

SCHMIDT, Wulf-Peter et BEYER, Hans-Martin, 1999. Environmental considerations on battery-housing recovery. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 mars 1999. Vol. 4, n° 2, p. 107-112. DOI 10.1007/BF02979410.

SCHMIDT, Wulf-Peter, DAHLQVIST, Elisabeth, FINKBEINER, Matthias, KRINKE, Stephan, LAZZARI, Silvia, OSCHMANN, Dirk, PICHON, Sophie et THIEL, Christian, 2004. Life cycle assessment of lightweight and end-of-life scenarios for generic compact class passenger vehicles. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 novembre 2004. Vol. 9, n° 6, p. 405-416. DOI 10.1007/BF02979084.

SCHMIDT, Wulf-Peter, MOREL, Stephane, RUHLAND, Klaus, KRINKE, Stephan et Bianca Kunne, 2010. Feasibility of a globally harmonised Environmentally Friendly Vehicle concept. In : *International Journal of Vehicle Design*. 1 janvier 2010. Vol. 53, n° 1, p. 4-15. DOI 10.1504/IJVD.2010.03298.

SCHMIDT, Wulf-Peter et SULLIVAN, John, 2002. Weighting in Life Cycle assessments in a global context. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 janvier 2002. Vol. 7, n° 1, p. 5-10. DOI 10.1007/BF02978904.

SCHWEIMER, Georg W. et LEVIN, Marcel, 2000. Life cycle inventory for the Golf A4 [en ligne]. S.l. Volkswagen AG. Disponible à l'adresse : http://www.volkswagenag.com/vwag/vwcorp/info_center/en/publications/2007/01/Golf_A4_Life_Cycle_Inventory.-bin.acq/qual-BinaryStorageItem.Single.File/golfa4_english.pdf.

SEARCY, Cory et ELKHAWAS, Doaa, 2012. Corporate sustainability ratings: an investigation into how corporations use the Dow Jones Sustainability Index. In : *Journal of Cleaner Production*. novembre 2012. Vol. 35, p. 79-92. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.05.022.

TCHERTCHIAN, Nicolas, MILLET, Dominique et PIALOT, Olivier, 2011. Modular Grouping Exploration to design Remanufacturable Products. In : HESSELBACH, Jürgen et HERRMANN, Christoph (éd.), *Glocalized Solutions for Sustainability in Manufacturing* [en ligne]. S.l. : Springer Berlin Heidelberg. p. 413-418. ISBN 978-3-642-19691-1, 978-3-642-19692-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-19692-8_71.

TCHERTCHIAN, Nicolas, YVARS, Pierre-Alain et MILLET, Dominique, 2013. Benefits and limits of a Constraint Satisfaction Problem/Life Cycle Assessment approach for the ecodesign of complex systems: a case applied to a hybrid passenger ferry. In : *Journal of Cleaner Production*. mars 2013. Vol. 42, p. 1-18. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.10.048.

THIEL, Christian, SEPPELT, Ralf, MÜLLER-PIETRALLA, Wolfgang et RICHTER, Otto, 1999. An integrated approach for environmental assessments. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 mai 1999. Vol. 4, n° 3, p. 151-160. DOI 10.1007/BF02979450.

TINGSTRÖM, Johan, 2005. The Challenge of Environmental Improvement in Different Types of Innovation Projects. In : BRAMLEY, Alan, BRISSAUD, Daniel, COUTELLIER, Daniel et

MCMAHON, Chris (éd.), *Advances in Integrated Design and Manufacturing in Mechanical Engineering* [en ligne]. S.l. : Springer Netherlands. p. 33-44. ISBN 978-1-4020-3481-7, 978-1-4020-3482-4. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/1-4020-3482-2_3.

TINGSTRÖM, Johan et KARLSSON, Reine, 2006. The relationship between environmental analyses and the dialogue process in product development. In : *Journal of Cleaner Production*. 2006. Vol. 14, n° 15–16, p. 1409-1419. DOI 10.1016/j.jclepro.2005.11.012.

TISCHNER, Ursula et NICKEL, Regina, 2003. Eco-design in the printing industry Life cycle thinking: Implementation of Eco-design concepts and tools into the routine procedures of companies. In : *The Journal of Sustainable Product Design*. 1 juin 2003. Vol. 3, n° 1-2, p. 19-27. DOI 10.1023/B:JSPD.0000035557.95897.47.

TONNELIER, Pierre, MILLET, Dominique, RICHIR, Simon et LECOQ, Marc, 2005. Is it possible to evaluate the recovery potential earlier in the design process? Proposal of a qualitative evaluation tool. In : *Journal of Engineering Design*. 2005. Vol. 16, n° 3, p. 297-309. DOI 10.1080/09544820500126664.

TYL, B., LEGARDEUR, J., MILLET, D., FALCHI, A. et RANVIER, B., 2011. A New Approach for the Development of a Creative Method to Stimulate Responsible Innovation. In : BERNARD, Alain (éd.), *Global Product Development* [en ligne]. S.l. : Springer Berlin Heidelberg. p. 93-104. ISBN 978-3-642-15972-5, 978-3-642-15973-2. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-15973-2_10.

TYL, Benjamin, LEGARDEUR, Jérémy, MILLET, Dominique et VALLET, Flore, 2010. Stimulate creative ideas generation for eco-innovation: an experimentation to compare eco-design and creativity tools. In : *Proceedings of IDMME-Virtual Concept 2010* [en ligne]. Bordeaux, France : s.n. 2010. Disponible à l'adresse : <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00546163>.

VALLET, Flore, 2012. Caractérisation des bonnes pratiques en éco-conception pour la formation des ingénieurs-concepteurs: synthèse des dimensions, méthodes, activités et outils. Thèse doctorat. Compiègne, France : École doctorale 71, Sciences pour l'ingénieur.

VAN BERKEL, René, WILLEMS, Esther et LAFLEUR, Marije, 1997. Development of an industrial ecology toolbox for the introduction of industrial ecology in enterprises—I. In :

Journal of Cleaner Production. 1997. Vol. 5, n° 1–2, p. 11-25. DOI 10.1016/S0959-6526(97)00004-8.

VÉRON, Jacques, 2007. La moitié de la population mondiale vit en ville. In : Population & Sociétés (Bulletin mensuel d'information de l'Institut national d'études démographiques) [en ligne]. 2007. n° 435. Disponible à l'adresse : http://www.ined.fr/fichier/t_publication/1300/publi_pdf1_435.pdf.

VINODH, S. et RATHOD, Gopinath, 2010. Integration of ECQFD and LCA for sustainable product design. In : Journal of Cleaner Production. mai 2010. Vol. 18, n° 8, p. 833-842. DOI 10.1016/j.jclepro.2009.12.024.

WACKERNAGEL, Mathis et YOUNT, J. David, 1998. The Ecological Footprint: an Indicator of Progress Toward Regional Sustainability. In : Environmental Monitoring and Assessment. 1 juin 1998. Vol. 51, n° 1-2, p. 511-529. DOI 10.1023/A:1006094904277.

WARBURG, Niels, FORELL, Alexander, GUILLON, Laura et TEULON, Hélène, 2013. Élaboration selon les principes des ACV des bilans énergétiques, des émissions de gaz à effet de serre et des autres impacts environnementaux induits par l'ensemble des filières de véhicules électriques et de véhicules thermiques, VP de segment B (citadine polyvalente) et VUL à l'horizon 2012 et 2020 [en ligne]. S.l. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. Disponible à l'adresse : <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=90511&p1=30&ref=12441>.

WARSEN, Jens, LAUMER, Marlisa et MOMBERG, Wolfgang, 2011. Comparative Life Cycle Assessment of Remanufacturing and New Manufacturing of a Manual Transmission. In : HESSELBACH, Jürgen et HERRMANN, Christoph (éd.), Globalized Solutions for Sustainability in Manufacturing [en ligne]. S.l. : Springer Berlin Heidelberg. p. 67-72. [Consulté le 27 mars 2014]. ISBN 978-3-642-19691-1, 978-3-642-19692-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-19692-8_12.

WENZEL, Henrik, 1998. Application dependency of lca methodology: Key variables and their mode of influencing the method. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 septembre 1998. Vol. 3, n° 5, p. 281-288. DOI 10.1007/BF02979837.

WENZEL, Henrik, HAUSCHILD, Michael Z. et ALTING, Leo, 1997. Environmental Assessment of Products - Volume 1 Methodology, Tools and Case Studies in Product Development. Londres : Chapman & Hall.

WIMMER, W. et ZÜST, R., 2003. ECODESIGN Pilot – Product-Investigation-, Learning- and Optimization- Tool for Sustainable Product Development [en ligne]. Dordrecht, The Netherlands : Kluwer Academic Publishers. ISBN ISBN 978-1-4020-0965-5. Disponible à l'adresse : <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/book/978-1-4020-0965-5>.

WORLD BANK, 2013. Turn Down the Heat: Climate Extremes, Regional Impacts, and the Case for Resilience. Washington, DC:World Bank. Potsdam Institute for Climate Impact Research and Climate Analytics.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, 1987. Our common future (Brundtland report). Oxford University Press. Oxford, UK : s.n.

WWF, 2011. Eau de boisson : Analyses comparées de l'eau du robinet et de l'eau en bouteille [en ligne]. S.l. Disponible à l'adresse : http://www.wwf.fr/vous_informer/rapports_pdf_a_telecharger/eau_douce/index.cfm?1205/eau-robinet-eau-bouteille.

YANNOU, Bernard et PETIOT, Jean-François, 2011. A View of Design (and JMD): The French Perspective. In : Journal of Mechanical Design. juin 2011. Vol. 133, n° 5, p. 050301-050301. DOI 10.1115/1.4004032.

ZHANG, Y., 1999. Green QFD-II: A life cycle approach for environmentally conscious manufacturing by integrating LCA and LCC into QFD matrices. In : International Journal of Production Research. 1999. Vol. 37, n° 5, p. 1075-1091. DOI 10.1080/002075499191418.