



HAL
open science

Proposition d'un modèle produit agile pour l'écoconception : application aux batteries Li-ion

Daniel Belchi Lorente

► To cite this version:

Daniel Belchi Lorente. Proposition d'un modèle produit agile pour l'écoconception : application aux batteries Li-ion. Eco-conception. Université Grenoble Alpes, 2016. Français. NNT : 2016GREAI050 . tel-01578544

HAL Id: tel-01578544

<https://theses.hal.science/tel-01578544>

Submitted on 29 Aug 2017

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

Pour obtenir le grade de

**DOCTEUR DE LA COMMUNAUTE UNIVERSITE
GRENOBLE ALPES**

Spécialité : **Génie Industriel**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Daniel BELCHI LORENTE

Thèse dirigée par **Peggy ZWOLINSKI**

préparée au sein du **Laboratoire G-SCOP**
dans l'**École Doctorale I-MEP2**

Proposition d'un Modèle Produit Agile pour l'Ecoconception : application aux batteries Li-ion

Thèse soutenue publiquement le **29 Septembre 2016**,
devant le jury composé de :

Mme. Valérie LAFOREST

Directrice de recherche, Ecole des Mines de Saint-Etienne, Rapporteur
et Présidente

Mme. Virginie GOEPP-THIEBAUD

Maitresse de conférence, INSA de Strasbourg, Examinatrice

M. Nicolas PERRY

Professeur, Arts et Métier ParisTech Bordeaux-Talence, Rapporteur

Mme. Lenka SVECOVA

Maître de Conférences, Université Grenoble Alpes, Co-encadrant

M. Guillaume MANDIL

Maître de Conférences, Université Grenoble Alpes, Co-encadrant

Mme. Peggy ZWOLINSKI

Professeur, Université Grenoble Alpes, Directrice de thèse



A **Fadila Messaoud**, pour être la personne la plus rayonnante que j'ai pu connaître. Ces trois années que j'ai passé au laboratoire ont été un régal et un présent incommensurable grâce à tes rigolades matinales.

A **Antonio Giménez**, *Don Antoine*, mon professeur de français au lycée, qui a été toujours pour moi une référence d'effort et sacrifice.

Para **Claudio Carrillo**, por ser tan cabrón.

Table des matières

| | |
|--|-----------|
| Table des matières | 5 |
| Acronymes | 8 |
| Introduction Générale | 9 |
| Chapitre 1 | 11 |
| 1 Produits high-tech et écoconception | 13 |
| 1.1 Introduction | 13 |
| 1.2 Définition et caractéristiques des produits high-tech | 13 |
| 1.3 Conception et cycle de vie des produits conventionnels et high-tech..... | 14 |
| 1.4 Impacts et conséquences | 15 |
| 1.4.1 Impacts environnementaux..... | 15 |
| 1.4.2 Impacts économiques..... | 16 |
| 1.4.3 Impacts sociaux | 17 |
| 1.5 Fin-de-vie négligée | 17 |
| 2 La batterie Li-ion comme exemple du produit <i>high-tech</i> | 18 |
| 2.1 Qu'est-ce qu'une batterie Li-ion ? | 19 |
| 2.2 Les batteries Li-ion comme exemple du produit high-tech..... | 22 |
| 2.3 La fin-de-vie des batteries Li-ion | 23 |
| 2.3.1 Enjeux liés au recyclage des batteries | 24 |
| 2.3.2 Procédés de recyclage des batteries Li-ion | 24 |
| 2.4 Résumé | 28 |
| 3 Questions de recherche | 28 |
| Chapitre 2 | 31 |
| 1 Introduction | 33 |
| 2 L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) pour la mise en évidence des impacts environnementaux et de leurs causes : le cas des batteries de véhicules électriques | 33 |
| 2.1 Méthodologie ACV..... | 33 |
| 2.2 Etapes d'un ACV..... | 34 |
| 2.2.1 Définition de l'objectif et du champ de l'étude | 35 |
| 2.2.2 Définition de l'unité fonctionnelle | 35 |
| 2.2.3 Identification des frontières du système..... | 36 |
| 2.2.4 Inventaire du cycle de vie..... | 39 |
| 2.2.5 Calcul des impacts | 42 |
| 2.2.6 Interprétation | 44 |
| 2.2.7 Conclusions..... | 45 |
| 3 Intégration des contraintes en conception de produit | 46 |
| 3.1 Conception séquentielle..... | 47 |
| 3.2 Conception Intégrée | 48 |

| | | |
|-------|--|------------|
| 3.2.1 | Outils d'intégration | 50 |
| 3.2.2 | Outil d'intégration : le modèle produit | 52 |
| 3.3 | Conclusions sur l'intégration des impacts environnementaux en conception | 55 |
| 4 | Constats sur la prise en compte de la problématique des produits high-tech dans la bibliographie | 55 |
| | Chapitre 3 | 57 |
| 1 | Introduction | 59 |
| 2 | Caractéristiques des paramètres de conception | 59 |
| 2.1 | Définition des caractéristiques des paramètres de conception | 59 |
| 2.2 | Mise en évidence des caractéristiques de paramètres | 61 |
| 2.2.1 | Paramètres Clés..... | 61 |
| 2.2.2 | Paramètres Modifiables et Paramètres Partagés | 64 |
| 2.3 | Conclusion sur les caractéristiques de paramètres de conception | 64 |
| 3 | Proposition d'un modèle produit pour l'écoconception | 64 |
| 4 | Construction du modèle produit pour l'écoconception | 65 |
| 4.1 | Identification des paramètres de conception : utilisation du MP Gaucheron..... | 65 |
| 4.1.1 | Modèle de données..... | 66 |
| 4.1.2 | Modèle de connaissances | 67 |
| 4.1.3 | Conclusion MP : Identification des paramètres de conception | 68 |
| 4.2 | Vue environnement..... | 69 |
| 4.2.1 | Création de la vue environnement | 69 |
| 4.2.2 | Intégration de la vue environnement..... | 70 |
| 4.3 | Fonctionnement du MPE | 72 |
| | Chapitre 4 | 75 |
| 1 | Introduction | 77 |
| 2 | Construction du MPE Batterie Li-ion | 77 |
| 2.1 | Identification des acteurs et des paramètres de conception : MP Batterie Li-ion..... | 77 |
| 2.1.1 | Construction du MP Batterie Li-ion | 77 |
| 2.2 | Enjeux environnementaux de la batterie Li-ion : paramètres clés et modifiables..... | 83 |
| 2.2.1 | Analyse de cycle de vie de la batterie Li-ion | 83 |
| 2.3 | Création de la vue environnement | 96 |
| 2.3.1 | Intégration de la vue environnement..... | 97 |
| 3 | Conclusions construction MPE..... | 100 |
| | Chapitre 5 | 101 |
| 1 | Introduction | 103 |
| 2 | Utilisation du MPE dans le cas d'étude batterie Li-ion | 103 |
| 2.1 | Introduction et objectif de l'étude | 103 |
| 2.2 | Utilisation du MPE : Eco-concevoir la batterie Li-ion..... | 104 |
| 2.2.1 | Etape de fabrication | 104 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 2.2.2 | Etape de fin-de-vie..... | 112 |
| 2.3 | Utilisation du MPE : étude de la faisabilité d'un système de fabrication-recyclage en boucle fermée | 119 |
| 2.3.1 | Définition de recyclage en boucle fermée | 119 |
| 2.3.2 | Analyse de la faisabilité du recyclage en boucle fermée pour les batteries de type LFP | 120 |
| 2.4 | Modification de technologie Li-ion..... | 121 |
| 2.4.1 | Technologie NCM..... | 121 |
| 2.4.2 | Technologie LCO | 125 |
| 2.4.3 | Utilisation du MPE : modification de la technologie Li-ion | 129 |
| 2.5 | Conclusions sur l'utilisation du MP Li-ion..... | 130 |
| 3 | Adaptation du MPE au concept de paramètre critique : MPAE | 131 |
| 3.1 | Définition du concept de paramètre critique | 132 |
| 4 | Modèle produit agile pour l'écoconception..... | 134 |
| 4.1 | Conclusion MPAE | 136 |
| | Chapitre 6 | 139 |
| 1 | Conclusion..... | 141 |
| 2 | Perspectives | 143 |
| | Références..... | 145 |

Acronymes

| | |
|------|---|
| ACV | Analyse de Cycle de Vie |
| ADP | Appauvrissement abiotique, kg Sb eq |
| BMS | Système de management de la batterie |
| CdV | Cycle de vie |
| EEE | équipements électriques et électroniques |
| EV | Véhicule Electrique |
| FDP | Epuisement de ressources, kg oil eq |
| FEP | Eutrophisation d'eau douce, kg P eq |
| FETP | Toxicité d'eau douce, kg 1,4-dichlorobenzene eq |
| GWP | Réchauffement climatique, kg CO ₂ eq |
| HTP | Toxicité humain, kg 1,4-DCB eq |
| LCO | LiCoO ₂ |
| LFP | LiFePO ₄ |
| LIB | Batterie Li-ion |
| LMO | LiMn ₂ O ₄ |
| MDP | Epuisement de métaux, kg Fe eq. |
| MEP | Eutrophisation d'eau marine, kg N-eq |
| METP | Toxicité d'eau marine, kg 1,4-DCB eq |
| MP | Modèle Produit |
| MPAE | Modèle Produit Agile pour l'Ecoconception |
| MPE | Modèle Produit pour l'Ecoconception |
| NCM | LiNi _{1/3} Co _{1/3} Mn _{1/3} |
| ODP | Epuisement d'ozone, kg CFC 11 eq |
| PCM | Paramètre clé modifiable |
| PCS | Système de refroidissement passif |
| PHEV | Véhicule Hybride Rechargeable |
| PMFP | Formation de matière particulée, kg PM ₁₀ eq |
| POFP | Formation de photo-oxidation, kg nonmethane volatile organic carbon |
| POP | Oxidation photochimique, kg O ₃ eq |
| TAP | Acidification terrestre, kg SO ₂ eq |
| TETP | Eutrophisation terrestre, kg 1,4-DCB eq |
| UF | Unité Fonctionnelle |

Introduction Générale

Les produits high-tech sont couramment utilisés dans de nombreux secteurs industriels ainsi que dans nos vies de tous les jours. Ils améliorent notre qualité de vie, mais à quel prix ? En effet, la fabrication, l'utilisation et la fin-de-vie de ces produits high-tech génèrent des impacts environnementaux, économiques et sociaux importants. Ces impacts proviennent principalement des matériaux utilisés, de l'énergie consommée pour leur fabrication et pendant leur utilisation et des mauvaises conditions de travail pour l'extraction des matières premières et leur transformation. L'étape de fin-de-vie des produits high-tech contribue également à une grande partie des impacts, car cette phase est souvent négligée lors du processus de conception.

Certaines études ont été faites afin de réduire l'impact environnemental des produits, mais ne considèrent qu'une partie des étapes de cycle de vie (par ex. la fabrication) et excluent d'autres étapes comme la fin-de-vie. D'autres études essaient d'intégrer les contraintes de toutes les étapes de cycle de vie mais négligent l'intégration des enjeux environnementaux et ne considèrent que les enjeux classiques de la conception (coûts, qualité, performance, etc.). D'autres études encore visent à intégrer les contraintes de toutes les étapes de cycle de vie et les enjeux environnementaux, mais ne sont pas adaptées à l'évolution rapide des développements dans le cas des produits high-tech (nouvelles technologies, nouveaux matériaux, etc.).

Nous proposons donc un outil d'aide à la conception de produits high-tech, qui a pour objectif la prise en compte de toutes les étapes de cycle de vie — et notamment de la fin-de-vie — pour mieux considérer les enjeux environnementaux en plus des enjeux classiques de la conception. Il s'agit d'un modèle produit agile pour l'écoconception : le MPAE, capable de guider les concepteurs tout au long du processus de conception sur les questions environnementales, malgré les nombreuses alternatives de conception envisagées lors de la conception des produits high-tech.

Dans cette thèse, l'outil est appliqué sur un cas théorique de conception avec l'exemple des batteries Li-ion utilisées dans les véhicules électriques.

Le modèle développé permet:

- L'intégration des enjeux environnementaux, au même niveau que les enjeux *classiques* de la conception (coûts, qualité, etc.).
- L'intégration des contraintes de tous les acteurs du cycle de vie, notamment celles des acteurs de la fin de vie. Ces contraintes peuvent être d'ordre environnemental mais aussi d'ordre technique (faisabilité des procédés) et économique (rentabilité des procédés).
- De tenir compte des spécificités des produits high-tech. En effet, lors de l'apparition des nouvelles versions du produit (nouvelles technologies, nouveaux matériaux, nouveaux procédés, etc.) les étapes du cycle de vie et les relations entre ces étapes (relations entre les acteurs) sont souvent bouleversés, créant ainsi de nouveaux

terrains de coopération/négociation entre concepteurs nécessitant plus d'agilité au moment de la conception.

Ce travail de thèse est organisé en cinq chapitres thématiques :

Le Chapitre 1 détaille la problématique liée aux produits high-tech : les préjudices environnementaux, les enjeux économiques et les conflits sociaux. Les méthodes d'écoconception *classiques* ne sont pas adéquates aux produits high-tech. Dans un deuxième temps, les batteries Li-ion sont présentées comme des produits high-tech, ainsi que les enjeux autour de ces produits.

Dans le Chapitre 2 sont présentées les recherches menées par différents auteurs pour aborder la problématique de la prise en compte de l'environnement pour les produits high-tech. Plusieurs analyses de cycle de vie (ACV) menées sur des batteries, sont présentées. Mais elles se révèlent inadéquates du fait de leurs divergences à la fois au niveau méthodologique et au niveau des résultats. Dans un second temps, une analyse bibliographique des différents outils d'intégration pour la conception sont présentés et commentés. De même, ces outils ne sont pas totalement adaptés pour traiter de façon adéquate la problématique, mais certains de ces outils, tels que les modèles produit, semblent être prometteur du fait de leur structure interne adaptable.

Dans le Chapitre 3 nous définissons les bons paramètres pour l'écoconception et nous proposons un outil pour les rendre utilisables par des concepteurs : un modèle produit pour l'écoconception (MPE). Ce modèle est adapté à partir du modèle produit de Gaucheron (Gaucheron, 2000), il est enrichi pour mieux considérer les enjeux environnementaux dans la conception.

Le Chapitre 4 détaille la construction du MPE proposé dans le chapitre précédent pour le cas d'étude des batteries Li-ion. La méthodologie suit deux étapes principales : 1) Utilisation du modèle produit Gaucheron pour identifier le réseau d'acteurs, 2) Création de la connaissance environnementale grâce à des analyses de cycle de vie de batteries Li-ion (vue environnement). L'intégration de ces connaissances dans le modèle produit est faite grâce à des codes graphiques. En parallèle à l'intégration des connaissances une analyse de cycle de vie itérative permet de représenter l'évolution des impacts environnementaux lors des choix de conception.

Dans le Chapitre 5 le modèle construit pour l'étude des batteries Li-ion est mis en pratique dans un scénario d'utilisation fictif avec des données vraisemblables. L'objectif du chapitre est de montrer le fonctionnement du modèle quand il est utilisé par les concepteurs au cours d'un processus d'écoconception d'une batterie Li-ion. Cette mise en usage du MPE, permet également d'illustrer la nécessité d'une adaptation du MPE, lorsqu'un paramètre critique est identifié. Nous proposons ensuite un Modèle produit Agile pour l'Ecoconception (MPAE) adapté aux spécificités des produits high-tech (paramètres critiques).

Le Chapitre 6 permet finalement de dresser les conclusions et perspectives liées à cette étude.

Chapitre 1

Problématique et contexte

« ¿Dónde está el whisky? »

Nicolás Abadía, docteur sciences physiques, ami.

"Je t'offrirai – à partir de toutes petites choses – des spectacles admirables "

Virgile, *Géorgiques* (Livre IV: Les abeilles)

1 Produits high-tech et écoconception

1.1 Introduction

Ces dernières décennies, les produits high-tech ont connu un essor important. Ils sont dans nos vies de tous les jours, dans tous les secteurs et omniprésents. Ils sont censés nous rendre service, nous « faciliter la vie », mais à quel prix ? Aujourd’hui ces produits soulèvent des questions environnementales : on se retrouve avec un stock grandissant de produits en fin-de-vie—des déchets électroniques, électriques — contenant des matériaux dangereux — et onéreux — sans que l’on sache les traiter de façon adéquate. Leur fabrication consomme aussi une grande quantité de matières premières et de ressources énergétiques.

Les prévisions ne sont pas très rassurantes. Elles pronostiquent une consommation croissante de ces produits à l’avenir, et par conséquent une génération de déchets associés en augmentation. Sans un plan d’action qui adresse tout le cycle de vie de ces produits – et à tous les acteurs associés depuis le concepteur jusqu’au recycleur passant par l’utilisateur— nous pouvons nous attendre à un problème majeur environnemental, économique et social.

Il faut donc agir dès à présent pour imaginer des solutions à ces nouveaux problèmes.

Dans ce chapitre nous définissons l’objet de notre étude (les produits high-tech), puis nous adressons les origines possibles de la problématique et les impacts associés.

1.2 Définition et caractéristiques des produits high-tech

Avant d’explorer les impacts des produits high-tech, il nous faut définir qu’est-ce qu’un produit *high-tech*.

Nous nous intéressons aux équipements électriques et électroniques (EEE) qui partagent une grande partie des caractéristiques suivantes :

- a) Ce sont des produits **très nombreux** avec un rythme de **croissance élevé** et dont les prévisions indiquent que cette tendance va se maintenir. En 2013, 633 millions d’équipements électriques et électroniques ont été mis sur le marché français, représentant 1,55 million de tonnes (ADEME, 2015).
- b) Ces produits sont en train de **remplacer les produits conventionnels** ou d’être **intégrés** dans ceux-ci – de plus en plus de produits utilisent des batteries ou des puces électroniques: smartphones, tablettes, gadgets et jouets électroniques, vêtements intelligents, équipements médicaux, etc. (Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R., Huisman & United Nations University, 2015).
- c) Les concepteurs de ces produits se sont lancés dans une course à la **miniaturisation** (smartphones, tablettes, batteries, etc.) et ils utilisent une **grande variété de matériaux**, notamment des matériaux critiques et rares. Ces matériaux génèrent des impacts importants sur l’environnement et, la plupart du temps, sont présents en petites quantités, rendant leur récupération en **fin-de-vie** très difficile (Bihouix, 2014; Izatt, Izatt, Bruening, Izatt, & Moyer, 2014)).
- d) **L’étape de fin-de-vie est souvent négligée** lors de la conception de ces produits, ce qui a pour conséquence une contribution élevée de cette étape à certains impacts environnementaux (Lagerstedt, 2003). Les produits high-tech ne sont pas en général conçus pour être ni réparés ni réutilisés, créant ainsi un grand flux de déchets une fois leur fin-de-vie atteinte (Bihouix, 2014). Ils ont une durée de vie courte, imposée parfois par le choix de l’utilisateur — effet de mode — même

quand le produit est encore fonctionnel (ADEME, 2016). Les taux de récupération de métaux à partir de produits high-tech est bas, entre un 10 et 20% (Izatt, Izatt, Bruening, Izatt, & Moyer, 2014).

- e) Leur **technologie est en constante évolution** afin d'obtenir des performances de plus en plus élevées qui **dépassent souvent les besoins de l'application**. Par exemple les performances d'un smartphone (écran full HD, processeurs haut de gamme, etc.) excèdent les besoins de l'utilisateur moyen. Cela fonctionne de la même manière pour d'autres produits classiques reconvertis en produits high-tech: brosse à dents électrique, un balai électrique, etc.
- f) La plupart de ces produits **consomment de l'énergie lors de leur utilisation**, contribuant ainsi de façon non négligeable aux impacts environnementaux. Il s'agit de produits électriques ou électroniques fonctionnant avec des batteries et chargeurs ou connectés directement au réseau.
- g) Enfin de façon générale **leurs enjeux environnementaux et sociaux sont négligés**. Les produits high-tech sont conçus pour optimiser les enjeux économiques (rentabilité du produit) et délaissent les enjeux sociaux et environnementaux. Les conditions des travailleurs dans les usines en Asie Orientale ou dans les mines en Afrique centrale, violent parfois les Droits de l'Homme (Amnesty International, 2016). Les mises en décharges sauvages des déchets électroniques en Afrique ou en Chine sont aussi bien connues (Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R., Huisman & United Nations University, 2015). Les médias ont également dénoncé le recyclage des déchets occidentaux effectués dans ces pays dans de très mauvaises conditions.

1.3 Conception et cycle de vie des produits conventionnels et high-tech

Une différence majeure entre les produits high-tech et les produits conventionnels est leur constante évolution technologique. Des nouveaux matériaux apparaissent, des nouvelles techniques de fabrication sont utilisées et des performances inouïes sont obtenues à chaque nouvelle version du produit. Ces changements se produisent très vite dans le temps par rapport aux produits classiques. Par conséquent, les produits high-tech deviennent très vite obsolètes soit pour des raisons technologiques soit pour des raisons de mode (ADEME, 2016). Leur cycle de vie – c'est-à-dire les étapes de vie et les relations entre les acteurs de leurs cycles de vie — change avec chaque nouvelle version du produit. L'introduction de ces éléments innovants modifie ainsi les relations entre les acteurs. Autrement dit, l'évolution du produit high-tech fait aussi *évoluer* les relations entre les différents acteurs. Par exemple un recycleur peut être amené à faire évoluer de façon importante son procédé de recyclage avec chaque nouvelle génération de ces appareils, car leur composition change significativement.

Ainsi le processus de conception des produits high-tech est différent des produits conventionnels. Ces derniers, qui évoluent lentement, utilisent un processus de **conception routinier** : on apporte des petits changements à la version précédente du produit en valorisant ainsi l'expérience des années de travail sur un même produit. Les choix de conception ne changent guère le cycle de vie du produit. La conception routinière apporte des solutions à faible degré de nouveauté pour des problèmes proches de ceux déjà résolus précédemment (Estevez, Dubois, Gartiser, Renaud, & Caillaud, 2006).

Par contre, les produits high-tech sont issus de la **conception inventive**, où les problèmes rencontrés peuvent être totalement nouveaux et les solutions recherchées très éloignées de celles déjà connues (Estevez et al., 2006). Les chaînes de valeur changent ainsi à chaque version du produit high-tech. Le concepteur ne peut pas s'appuyer sur l'expérience passée simplement parce qu'elle n'existe pas : le produit et sa technologie viennent de « naître ». Il n'y a pas non plus suffisamment d'informations sur les potentielles conséquences (environnementales, économiques, sociales, juridiques, etc.) des choix faits lors de la conception. Ainsi, quand le concepteur commence à connaître le cycle de vie du produit et à capitaliser de l'expérience une nouvelle technologie apparaît, modifiant les étapes de cycle de vie et les relations entre acteurs. Par exemple, l'introduction dans un produit d'une carte informatique ou d'un matériau rare ou toxique, change sa fin-de-vie et ces modifications ne peuvent pas être décrites avec un modèle de conception routinier : **il faut une méthode de conception inventive, agile**.

Les méthodes de conception actuelles considèrent mal les spécificités des produits high-tech, elles ne sont pas adaptées à l'évolution technologique de ces produits. **Ces méthodes ne permettent pas de mettre en évidence les paramètres adéquats** pour maîtriser les différents enjeux du produit (économiques, environnementaux, performances, etc.) quand la technologie du produit varie.

1.4 Impacts et conséquences

Les produits high-tech, par leurs caractéristiques, contribuent à des impacts qu'on peut classer en trois catégories : environnementale, économique et sociale. Ils ont un impact environnemental significatif, notamment sur l'épuisement des ressources minérales et énergétiques et sur la production incontrôlée de déchets. Un impact économique élevé est dû aux matériaux de fabrication onéreux et à la possible récupération de cette valeur en fin-de-vie. Quant à l'impact social négatif, celui est souvent dû à des conditions de travail.

1.4.1 Impacts environnementaux

Les impacts environnementaux négatifs des produits high-tech sont le résultat de l'utilisation de matériaux à forts impacts environnementaux (matériaux critiques et métaux lourds), de procédés de fabrication polluants et énergivores, d'une phase d'utilisation énergivore également, et d'un traitement en fin-de-vie négligé. Ces impacts sont amplifiés par le grand nombre de produits.

Avec le temps, les contraintes environnementales sont de plus en plus prises en compte, principalement à cause des contraintes législatives et des encouragements politiques—à l'instar de l'UE la Chine et l'Inde ont mis en place des programmes nationaux de traitement de DEEE. Néanmoins ces efforts ne semblent pas être suffisants. L'existence d'une législation ne signifie pas forcément son application satisfaisante, de même, les systèmes de management des déchets peuvent être inefficaces (Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R., Huisman & United Nations University, 2015).

Les **procédés de fabrication** de produits high-tech consomment des ressources énergétiques et des matériaux (métaux, solvants, eau, etc.) et produisent des émissions (gaz, particules, sous-produits) dans l'environnement. Il faut aussi souligner qu'une grande variété des matériaux rares : issus de ressources ponctuelles dans quelques pays, tels que les terres rares, est utilisée lors de la fabrication. Les impacts liés à la consommation d'électricité

dépendent du mix énergétique local qui est souvent très carboné pour les pays de l'Asie Orientale où est basée une grande partie de la production industrielle.

La **phase d'utilisation** contribue de façon considérable aux impacts de ces produits lors qu'il y a une consommation significative d'électricité lors de cette étape. La phase d'utilisation est particulièrement impactante pour les produits high-tech à longue durée de vie, comme les batteries Li-ion des véhicules électriques (durée de vie de 10 ans environ) (EPA, 2013; Zackrisson, Avellán, & Orlenius, 2010). Les impacts de la phase d'utilisation dépendent aussi du mix énergétique utilisé pour fournir cette énergie, qui dépend à son tour de l'endroit où le produit est utilisé (Zackrisson et al., 2010). Le même produit aura ainsi un impact différent s'il est utilisé aux Etats-Unis, en France ou en Suisse.

La **fin-de-vie** est souvent négligée lors de la conception du produit. Ainsi la conception du produit ne permet pas un traitement adéquat en fin-de-vie (Active Disassembly Research, 2005). Par conséquent le produit n'est pas traité ou est traité de façon insatisfaisante à cause des contraintes techniques (faisabilité) et économiques (rentabilité).

Un point commun à tous ces impacts environnementaux est lié à la courte durée de vie d'une grande partie des produits high-tech. L'allongement de la durée de vie est un des leviers permettant de diminuer ces impacts. Pour allonger la durée de vie des produits les fabricants peuvent concevoir des produits durables et / ou réparables, compatibles avec d'autres systèmes, robustes etc. Les fabricants peuvent aussi favoriser une seconde vie pour le produit arrivé en fin-de-vie. Le consommateur est aussi responsable des impacts, quand il *impose* la fin-de-vie aux produits qui sont encore fonctionnels pour les effets de mode. Le temps de renouvellement d'un smartphone par exemple est estimé à environ 20 mois alors que la durée de vie technique de ces équipements est très largement supérieure (ADEME, 2016).

1.4.2 Impacts économiques

Les produits high-tech utilisent des matériaux et des procédés onéreux pour leur fabrication. Une fois leur fin-de-vie atteinte ces matériaux ne sont souvent pas récupérés. Par exemple dans les circuits imprimés d'un ordinateur portable on trouve 438 mg d'argent, plus de 100 mg d'or et 39 mg de palladium ainsi qu'une grande variété de lanthanides et de terres rares en petite proportion (Öko-Institut e.V., 2012). Il n'existe pas de procédés efficaces permettant de tous les récupérer. La valeur des déchets électriques et électroniques a été estimée à 48 milliards d'euros en 2014, du fait de la présence de matériaux tels que le cuivre, l'or, le fer l'aluminium, l'argent et le palladium (Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R., Huisman & United Nations University, 2015). Ce gisement représente alors une opportunité économique pour les producteurs qui réfléchissent à comment mettre en place des nouvelles solutions en utilisant notamment les principes de l'économie circulaire (ADEME, 2015). En plus des bénéfices environnementaux et économiques, la récupération de ces matériaux en fin-de-vie donnerait un avantage stratégique aux pays consommateurs de produits high-tech face aux pays producteurs. Ainsi leur dépendance aux fournisseurs pourrait largement être diminuée. Par exemple, en 2014, la Chine produisait 85% des terres rares dans le monde et détenait 42% des réserves mondiales (USGS & Gambogi, 2016).

Pour favoriser la récupération en fin-de-vie de ces matériaux il paraît donc nécessaire d'intégrer les contraintes qu'impose le recyclage de ces produits dès le début de la conception (Gaucheron, 2000; Reuter & van Schaik, 2014).

1.4.3 Impacts sociaux

Les matériaux utilisés dans les produits high-tech sont parfois issus de l'exploitation de ressources minières dans des conditions irrespectueuses des Droits de l'Homme. Le cobalt, l'étain, le tantale, le tungstène et l'or sont entre autres des matériaux utilisés dans des produits high-tech et ils se trouvent concentrés en grande partie dans le centre du continent africain. La République Démocratique du Congo (RDC) produit plus de la moitié de la demande mondiale de cobalt, dont environ 20 % est fait par des exploitations artisanales, selon les estimations du gouvernement. L'UNICEF en 2014 estimait à 40 000 le nombre d'enfants mineurs travaillant dans l'extraction minière dans le sud de la RDC (Amnesty International, 2016).

Une des solutions proposées est de tracer l'origine de ces matériaux. L'OCDE a mis en place des guidelines pour implémenter une telle démarche de traçabilité (OECD, 2016) dans la production. Aux Etats-Unis c'est la loi « *Dodd-Frank Act* » qui interdit l'utilisation de certains matériaux (étain, tantale, tungstène et or) issus de zones de conflit ou de violation de Droits de l'Homme, mais d'autres, comme le cobalt, ne sont pas règlementés. Pour le cobalt, aucune obligation légale n'est imposée aux entreprises dans aucun pays.

De plus, les conditions de travail dans les usines produisant des composants électroniques en Chine sont régulièrement pointées de doigt par plusieurs organisations internationales. Les lois concernant les heures de travail, les salaires, la sécurité et l'hygiène au travail sont souvent inexistantes ou mal respectées (Fair Labor Association, 2012).

Certaines compagnies font figure d'exemple allant dans le sens d'une démarche sociale soutenable, comme par exemple, la compagnie *FairPhone*. Ils garantissent la traçabilité des composants de leurs smartphones à partir de sources responsables (Fairphone, 2016).

1.5 Fin-de-vie négligée

La fin-de-vie des produits high-tech amène des impacts (environnementaux, économiques, sociaux, etc.) non-négligeables. Au niveau mondial beaucoup de produits high-tech ne rentrent pas dans une filière spécifique de traitement. Il a été estimé que seulement 15,5% des déchets électriques et électroniques (DEEE) ont été recyclés dans le cadre d'une filière nationale réglementée, avec de grandes différences selon les régions — 40% pour l'Europe contre 1% en Australie (ADEME, 2015 d'après le rapport de ONU 2015). Seulement 6.5 Mt des 41.8 Mt de DEEE produits au niveau global en 2014, ont été recyclés avec les plus grandes exigences (Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R., Huisman & United Nations University, 2015). Par conséquent ces produits intègrent des filières de recyclage spécifiques à d'autres types de déchets et / ou produits : en général celles qui se rapprochent le plus de leurs caractéristiques — par exemple les lampes LED intègrent la filière des lampadaires et pas une filière LED spécifique (ADEME, 2015). Néanmoins ces appareils peuvent des fois être traités avec les déchets solides municipaux.

La plupart des produits high-tech ne sont pas conçus ni pour être réparables ni pour être réutilisables dans un deuxième cycle de vie. En France la plupart des DEEE, 78% en 2014, ont été recyclés (Figure 1.1) (ADEME, 2015). Néanmoins il faut être conscient du fait que ces pourcentages élevés comprennent aussi d'autres EEE que les produits high-tech, tels que les équipements frigorifiques (classés comme DEEE).

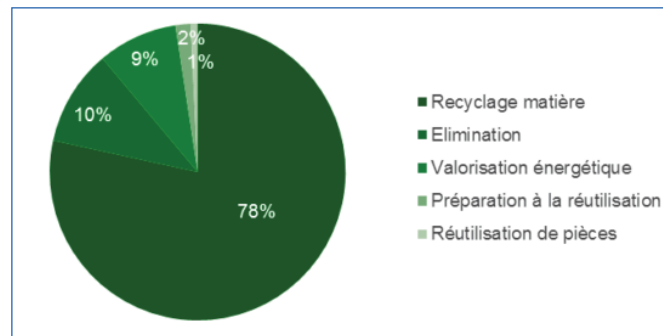


Figure 1.1. Répartition des tonnages des DEEE traités en France en 2014 par mode de traitement.
Source (ADEME, 2015).

L'efficacité du recyclage est aussi dépendante de la morphologie interne du produit qui est déterminée lors de sa conception : type, nombre et concentration des substances, type de fixations (réversibles ou non), standardisation de la forme etc. (Reuter & van Schaik, 2014).

Le procédé de recyclage peut être décomposé en trois étapes: la collecte et le transport, le prétraitement et le traitement. L'influence de l'étape de prétraitement sur l'efficacité du recyclage s'avère très importante, en particulier les étapes de collecte et tri suivant les filières. Ensuite le produit est désassemblé et ses composants triés quand cela est possible. Sinon il est broyé et suit un traitement pour récupérer les matériaux que le composent. Les matériaux sont souvent récupérés en fonction de la rentabilité du procédé et pas forcément pour des raisons environnementales. Le recyclage a surtout une motivation économique (Gaines, 2011b). Même si le recyclage évite des dommages à la nature grâce aux matériaux vierges qui ne seront pas extraits dans le prochain cycle de vie, ces traitements génèrent eux aussi des impacts environnementaux. Ils consomment à leur tour des ressources énergétiques et matérielles et ils émettent des déchets. Certains procédés de recyclage, comme la pyroméallurgie, consomment une grande quantité d'énergie à cause des hautes températures atteintes, générant par conséquent d'importants impact environnementaux (Dunn, Gaines, Barnes, Sullivan, & Wang, 2012).

L'origine des problèmes liés à la fin-de-vie semble donc être dans les décisions prises lors de la conception du produit (Gaines, 2014). Le produit est conçu pour exceller dans certaines étapes du cycle de vie comme l'utilisation ou la fabrication – par exemple les performances du produit ou la réduction des coûts – tandis que d'autres étapes comme la fin-de-vie ou l'extraction de matières premières, « invisibles » pour l'utilisateur, sont délaissées par le concepteur.

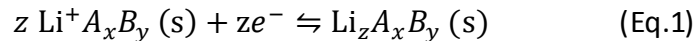
Pour essayer de remédier à ces questions il faudrait intégrer les contraintes de la fin-de-vie dès le début du processus de conception (Gaucheron, 2000).

2 La batterie Li-ion comme exemple du produit *high-tech*

Cette thèse analyse la problématique énoncée à travers le cas d'étude des batteries Li-ion pour des applications automobiles. Dans les sections suivantes seront exposées les raisons pour lesquelles ces batteries sont un bon exemple de produit high-tech.

2.1 Qu'est-ce qu'une batterie Li-ion ?

Les batteries (ou les accumulateurs rechargeables) sont des dispositifs qui convertissent, dans un système fermé, l'énergie chimique stockée en électricité et vice-versa (Väyrynen & Salminen, 2012). Les batteries Li-ion sont une catégorie de batteries qui a connu un grand essor dans les dernières décennies grâce à leurs propriétés uniques (énergie massique élevée, absence d'effet mémoire, autodécharge relativement faible). La conversion électrochimique qui a lieu lors de la décharge entre les deux électrodes (cathode et anode) à travers d'un électrolyte peut s'écrire avec la réaction suivante :



La structure du composé $\text{A}_x \text{B}_y$ doit être rigide et pourvue d'espaces susceptibles d'accueillir et de libérer les ions lithium. Parallèlement, la structure doit permettre l'insertion ou la cession de z électrons. Dans le même temps, les électrons libérés à l'anode, rejoignent la cathode à travers le circuit extérieur, de façon à assurer la neutralité électrique de chaque électrode. Pendant la charge, les mêmes phénomènes se déroulent, en sens inverse, ce qui correspond à un déroulement de la droite vers la gauche de la réaction précédente (Robert & Alzieu, 2012). La Figure 1.2 illustre ce processus :

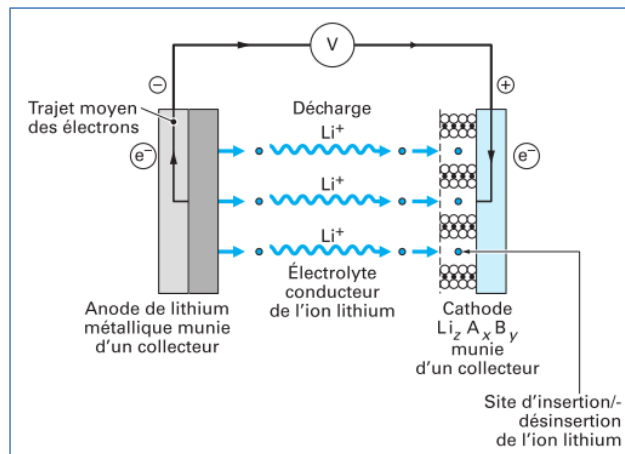


Figure 1.2. Schéma de fonctionnement d'une batterie Li-ion pendant sa décharge. Source : (Robert & Alzieu, 2012).

La nature de la réaction dépend de la composition chimique des électrodes. La puissance de la batteries est directement influencée par la surface active d'une électrode, tandis que l'énergie dépend plutôt de la masse et du volume de matériau actif (Väyrynen & Salminen, 2012)(Robert & Alzieu, 2012).

Les matériaux candidats de type $\text{A}_x \text{B}_y$ sont nombreux, tels que le LiCoO_2 , le LiFePO_4 , le $\text{Li}_{1/3}\text{Ni}_{1/3}\text{Co}_{1/3}\text{Mn}_{1/3}$, le Li_2MnO_4 , etc. On les appelle composés d'insertion ou structure hôte, et ils sont les **composants actifs de la cathode**¹. L'anode est souvent en graphite et l'électrolyte contient un sel de lithium. Ainsi donc, durant la décharge, les ions lithium

¹ Couramment on désigne l'électrode positive comme cathode et la négative comme anode, mais dans une batterie rechargeable les électrodes positives sont alternativement des cathodes puis des anodes au cours d'un cycle décharge/charge. L'appellation courante fait donc référence au fonctionnement en décharge (Robert & Alzieu, 2012).

passent en solution à l'anode, migrent vers la cathode à travers l'électrolyte et s'insèrent dans le composé d'insertion A_xB_y , suivant la réaction (Eq.1).

D'autres composants de la cellule Li-ion sont les séparateurs et le boîtier cellulaire. Le séparateur a des fonctions de sécurité pour éviter des courts-circuits et le boîtier cellulaire a une fonction de support mécanique pour tout le système et l'isole de l'extérieur. La Figure 1.3 montre une vue des composants d'une batterie Li-ion :

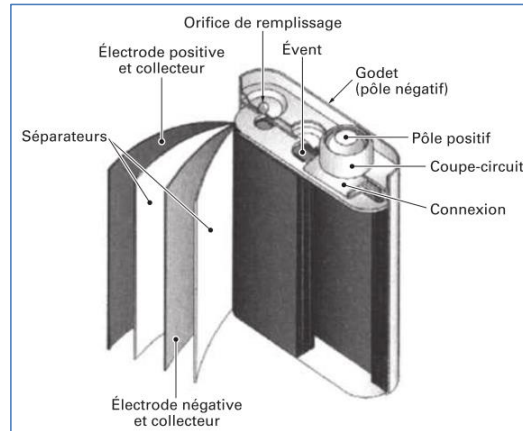


Figure 1.3. Batterie Li-ion de section oblongue (Gamme "medium prismatic" de Saft). Source: (Robert & Alzieu, 2012).

Les batteries Li-ion sont composées principalement des cellules Li-ion mais elles utilisent aussi d'autres éléments auxiliaires afin d'optimiser leur fonctionnement et garantir leur sécurité. Les éléments auxiliaires les plus souvent utilisés dans des batteries pour des applications automobiles sont un système de refroidissement, un système de management de la batterie (carte informatique, BMS) et un support physique (packaging) (Ellingsen et al., 2013). La Figure 1.4 montre un schéma des composants d'un pack de batteries utilisé dans des applications automobiles.

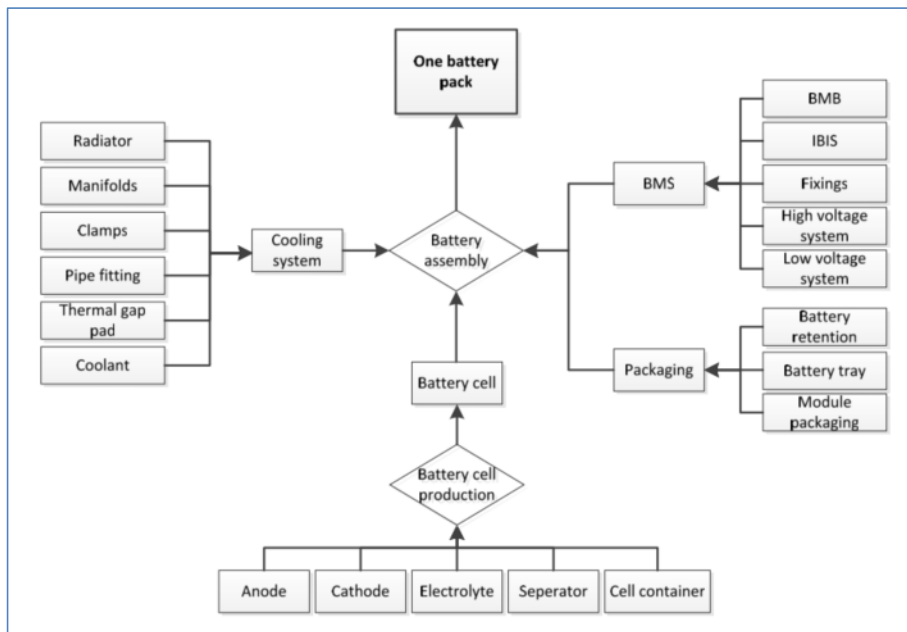


Figure 1.4. Composition d'un pack de batterie Li-ion pour des applications automobiles. BMS: Battery management system, BMB: Battery management board et IBIS: Integrated Battery Interface System. Source : (Ellingsen et al., 2013)

Les batteries Li-ion évoluent constamment au fil du temps et chaque nouvelle génération de batteries — chaque nouvelle technologie — présente des caractéristiques plus performantes que celles de ses prédécesseurs. Le matériau actif cathodique détermine en grande partie ces caractéristiques. Par contre le matériau actif anodique est normalement toujours à base de graphite (Robert & Alzieu, 2012). La technologie Li-ion « initiale » était basée sur des cathodes à base de cobalt, LiCoO_2 (dites aussi batteries LCO). Mais à cause des problèmes de sécurité et de prix les nouvelles batteries utilisent d'autres matériaux moins toxiques et moins onéreux, notamment à base de phosphates de fer (LiFePO_4 dit LFP), à base de manganèse (LiMnO_2 et LiMn_2O_4 , dits LMO) ou de matériaux composés de plusieurs métaux en différentes proportions (par ex. $\text{Li}_{1/3}\text{Ni}_{1/3}\text{Co}_{1/3}\text{Mn}_{1/3}$ dit NCM). Les batteries à base de LFP ont un bon rapport performance-prix. Il s'agit de la technologie Li-ion la plus prometteuse pour des applications de grande taille grâce à la durée de vie et sécurité prolongées (Väyrynen & Salminen, 2012). Elles ne contiennent pas de matériaux toxiques comme les NCM (nickel) ou les LCO (cobalt), par contre certains solvants organiques sont utilisés lors de leur fabrication. Les batteries à base de NCM peuvent également devenir une alternative aux batteries LCO. Leurs performances sont légèrement supérieures à celles des batteries LFP, par contre elles sont un peu plus chères et contiennent du cobalt et du nickel (Gaines, 2014).

La Figure 1.5 montre les caractéristiques principales des différentes batteries Li-ion selon la composition chimique de la cathode.

| Cathode | Formula | Type | Energy density/(Wh · kg ⁻¹) | Energy density/(Wh · dm ⁻³) | Relative cycle life | Voltage/V |
|---------|---|--------------|---|---|---------------------|-----------|
| LCO | LiCoO_2 | Energy/power | 170 to 185 | 450 to 500 | 1 | 3.65 |
| NCM | $\text{LiCo}_{1/3}\text{Ni}_{1/3}\text{Mn}_{1/3}\text{O}_2$ | Energy | 155 to 185 | 330 to 365 | 3 | 3.7 |
| NCA | $\text{LiNi}_{0.8}\text{Co}_{0.15}\text{Al}_{0.05}\text{O}_2$ | Energy/power | 145 to 165 | 270 to 350 | 3 | 3.65 |
| LFP | LiFePO_4 | Energy | 100 to 140 | 200 to 330 | >4 | 3.2 |
| LMO | LiMn_2O_4 | Energy/power | 90 to 120 | 260 to 300 | 1 | 3.8 |

Figure 1.5. Propriétés des différents matériaux cathodiques Li-ion. Source : (Väyrynen & Salminen, 2012).

La densité d'énergie massique est un facteur important pour les applications mobiles, car la masse de la batterie dépend directement de ce paramètre. Plus la densité d'énergie est élevée plus il y a d'énergie pouvant être stockée pour une masse donnée. Pour les batteries utilisant une cathode à base de LFP la densité énergétique oscille entre 90 et 140 Wh/kg_{LFP} selon les études analysées (Majeau-Bettez, Hawkins, & Strømman, 2011; USGS & Goonan, 2012; Väyrynen & Salminen, 2012; Zackrisson et al., 2010). Pour la batterie utilisant une cathode à base de NCM la densité énergétique varie entre 100 et 185 Wh/kg_{NCM} (Majeau-Bettez et al., 2011; USGS & Goonan, 2012; Väyrynen & Salminen, 2012). Les durées de vie des batteries sont généralement exprimées en nombre de cycles charge / décharge. Les batteries à base de LFP ont des durées de vie les plus longues parmi les batteries Li-ion, variant selon les auteurs entre les 3000 et 6000 cycles de charge/décharge (Majeau-Bettez et al., 2011)(Zackrisson et al., 2010) (Väyrynen & Salminen, 2012). Pour la technologie NCM la valeur de 3000 cycles est traditionnellement citée (Majeau-Bettez et al., 2011; Väyrynen & Salminen, 2012). Le voltage pour la plupart de ces batteries oscille autour de 3.5 V.

2.2 Les batteries Li-ion comme exemple du produit high-tech

Les batteries Li-ion (*lithium-ion batteries*, LIBs) réunissent un grand nombre de caractéristiques propres aux produits high-tech :

- a) Le **nombre** de batteries Li-ion sur le marché est important et le **rythme de croissance** prévu est fort. Leur principale application est, selon la quantité d'énergie stockée, le secteur des produits électroniques (ordinateurs portables, téléphones, etc.), et selon le chiffre d'affaires, le secteur automobile avec environ un tiers des ventes mondiales en 2014 (Avicenne Energy, 2015). Le secteur mondial du véhicule électrique est en expansion (Figure 1.6). En 2008 plus de 3 milliards de cellules Li-ion ont été vendues. Le marché global des LIBs destinées à des véhicules légers était de 1.6 milliards de dollars en 2012. Il est estimé à près de 22 milliards de dollars à l'horizon 2020 (USGS & Jaskula, 2015). Les ventes dans l'UE en 2007 étaient trois fois et demie plus élevées qu'en 2002 (Georgi-Maschler, Friedrich, Weyhe, Heegn, & Rutz, 2012).

La plupart de fabricants de voitures ont déjà annoncé des plans pour implémenter des batteries Li-ion dans l'actuelle ou future génération de leurs véhicules électriques (*electric vehicles*, EV), hybrides (*hybrid electric vehicle*, HEV) ou hybrides rechargeables (*plug-in hybrid electric vehicle*, PHEV). Des grands fabricants automobile ont conclu des partenariats avec des producteurs de batteries pour construire des usines de batteries pour des véhicules électriques de toute sorte afin de garantir une production massive (USGS & Jaskula, 2015).

De plus, les recommandations politiques encouragent le remplacement du véhicule à combustion interne par un véhicule électrique afin de décarboner le secteur du transport. A l'occasion du sommet de la COP21 à Paris, l'Agence Internationale de l'Energie a déclaré que « parmi les mesures à adopter pour réduire l'impact du réchauffement climatique lié au transport, au moins 20% de tous les véhicules routiers au niveau global, doivent être propulsés électriquement en 2030 » (IEA, 2015b).

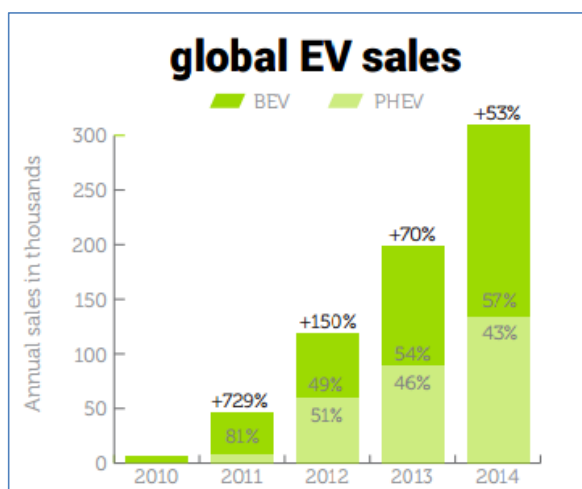


Figure 1.6. Ventes au niveau mondial de véhicules électriques. (International Energy Agency, 2015).

- b) Pour leur fabrication on utilise des substances toxiques et / ou stratégiques, comme le cobalt ou le lithium. De plus il faut aussi tenir compte des métaux contenus dans la carte informatique des composants auxiliaires (*Battery Management System, BMS*) (Ellingsen et al., 2013).
- c) **Les contraintes de fin-de-vie ne sont pas prises en compte lors de la conception.** Dans les prochaines décennies existe le risque de ne pas savoir traiter adéquatement le stock généré (qui va croître rapidement) de batteries usagées. Les procédés de recyclage actuels ont pour objectif de récupérer les matériaux onéreux (objectifs économiques) sans tenir compte des impacts sur l'environnement (Gaines, 2014). Or les nouvelles technologies de batteries Li-ion contiennent chaque fois moins d'éléments onéreux ce qui rend les procédés de recyclage de moins en moins rentables.
- d) Leur **technologie est en constante évolution** ; depuis une vingtaine d'années une myriade de nouvelles générations de batteries Li-ion a vu le jour. Aujourd'hui on manque de visibilité sur la technologie dominante des prochaines années (Gulbinska, 2014; Yoshio & Noguchi, 2009).
- e) Elles consomment de **l'énergie pendant leur phase d'utilisation, car elles sont chargées** avec l'électricité du réseau local. Il faut donc être conscient du fait que les batteries « *zéro émissions* » n'existent pas. Cette énergie consommée au long de leur utilisation (environ 33.7 MWh consommés en 10 ans (EPA, 2013)) génère une grande quantité d'impacts environnementaux, à peu près au même niveau que leur fabrication (EPA, 2013). Le mix énergétique de la région d'utilisation de la batterie détermine en grande partie la gravité de ces impacts. Les mix basés en majorité sur la combustion des combustibles fossiles génèrent un impact plus grand (Ellingsen, Singh, & Strømman, 2016).
- f) Les **impacts environnementaux et sociaux sont négligés** en général lors de la conception. L'accroissement du nombre de LIBs signifie une consommation accrue de matières premières et une production de déchets associée ce qui exige dès aujourd'hui penser « cycle de vie » et « développement durable » afin de préserver et de pérenniser les ressources naturelles (Belchi Lorente, Mandil, Svecova, Thivel, & Zwolinski, 2015). Les impacts environnementaux proviennent principalement de la fabrication (très énergivore) et de leur utilisation (Ellingsen et al., 2013; EPA, 2013). La fin-de-vie est aussi une source d'impacts environnementaux (Dunn, Gaines, Sullivan, & Wang, 2012). En plus les batteries utilisent d'autres produits high-tech tels que les composants électroniques auxiliaires (*Battery Management System*) ou des chargeurs qui génèrent également leurs impacts environnemental et social. Quant aux impacts sociaux, ceux-ci sont majoritairement alloués à la phase d'extraction de matériaux, comme dans le cas du cobalt (Amnesty International, 2016).

2.3 La fin-de-vie des batteries Li-ion

La fin-de-vie des batteries Li-ion est au cœur de la problématique traitée dans cette thèse, car elle est peu considérée lors de la conception de la batterie alors qu'elle génère une série d'impacts environnementaux non négligeables, de la même façon que la plupart des produits high-tech. Dans les sections suivantes les différentes stratégies de fin-de-vie des batteries Li-ion seront présentées avec leurs avantages et leurs inconvénients.

2.3.1 Enjeux liés au recyclage des batteries

Comme expliqué dans la section précédente, l'émergence récente des véhicules hybrides et électriques en même temps que le développement rapide des produits électroniques portables a provoqué une augmentation du nombre de batteries produites. Dans l'Union Européenne le recyclage des batteries est régulé par la directive 2006/66/EC (The European Parliament and the Council of the European Union, 2006). Cette directive renforce le principe de responsabilité élargie du producteur et impose des taux de recyclage en fonction de la technologie (voir Tableau 1.1). Les batteries plomb-acide, Ni-Cd et tous les autres types de batteries (dont les batteries Li-ion) doivent atteindre respectivement des taux de recyclage de 65, 75 et 50% par poids moyen de batteries. En plus il est recommandé d'atteindre le plus haut degré de récupération de matériaux techniquement possible pour le cadmium et le plomb qui sont toxiques.

| Type | Recyclage | |
|--|-------------|-----------------------|
| | Taux (% w)* | Métaux lourds (% w)** |
| Plomb-acide | 65% | environ 100% |
| Ni-Cd | 75% | |
| Autres compositions chimiques (Ni-MH, Li-ion, ...) | 50% | - |

Tableau 1.1. Seuil de recyclage en fonction de la technologie de batterie selon la directive européenne 2006/66/CE (The European Parliament and the Council of the European Union, 2006). (* obligatoire, ** recommandé).

Tenant compte du fait que les ressources en matériaux vierges sont limitées et que l'approvisionnement pourrait devenir incertain ou difficile à cause de tensions géopolitiques, il est nécessaire d'assurer la continuité de l'approvisionnement non seulement pour des raisons environnementales mais aussi pour des raisons économiques. Cela implique donc l'établissement d'une filière de recyclage efficace.

2.3.2 Procédés de recyclage des batteries Li-ion

Les procédés de recyclage de batteries Li-ion sont aujourd'hui essentiellement conditionnés par les bénéfices économiques (Gaines, 2011a), car la récupération des composants des batteries (comme le cobalt, nickel et cuivre) est rentable. Cependant dans le cas des matériaux cathodiques à base de manganèse lithié ou des sels de phosphate de fer, qui sont de bons candidats pour des applications en véhicules électriques de part de leurs performances techniques et parce qu'ils sont moins toxiques et moins chers, la rentabilité économique est remise en cause. Dans le cas de matériaux à base de LFP ou de LMO (voir Figures 1.7 et 1.8) une forte valeur ajoutée est créée lors du procédé de fabrication – plus de dix fois pour le LFP — et cette valeur ajoutée n'est pas *récupérée* lors du recyclage « traditionnel ». La rentabilité du procédé de recyclage doit être considérée lors de la conception de la future chaîne de recyclage. Le procédé de recyclage du futur doit être soit moins cher que le procédé actuel, soit il est nécessaire de récupérer l'ensemble des composants (cathodes, anodes, électrolytes, etc.) à la place de produits chimiques élémentaires, afin de garder la « valeur ajoutée » lors de leur fabrication.

| Recovery of cathode material maximizes product value. | | |
|--|-------------------------------|--------------------------|
| Cathode | Price of constituents (\$/lb) | Price of cathode (\$/lb) |
| LiCoO ₂ | 8.30 | 12–16 |
| LiNi _{1/3} Co _{1/3} Mn _{1/3} O ₂ | 4.90 | 10–13 |
| LiMnO ₂ | 1.70 | 4.50 |
| LiFePO ₄ | 0.70 | 9 |

Figure 1.7. Comparaison des prix des matériaux cathodiques pour différents technologies de batteries Li-ion (Gaines 2014)

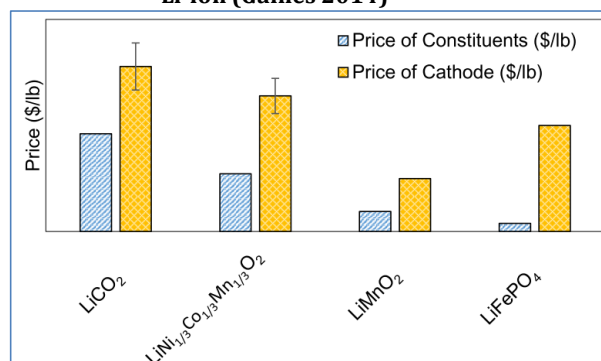


Figure 1.8. Prix des composants, en bleu, versus le prix de la cathode, en jaune. (Gaines, 2015)

L'efficacité globale de la filière de recyclage est bien évidemment dépendante de l'efficacité du procédé de recyclage lui-même mais surtout de l'efficacité de la collecte et du tri des batteries. Actuellement lors du procédé de recyclage seul les métaux sont récupérés à partir de batteries usagées en utilisant soit des procédés pyrométallurgiques soit des procédés hydrométallurgiques. Une combinaison de deux procédés peut aussi être utilisée. **Le procédé de recyclage pyrométallurgique** consiste en un traitement à haute température, atteignant environ 1400°C, où les cellules des batteries sont fondues dans un fourneau et ensuite les métaux précieux comme le cobalt, le cuivre et le nickel sont récupérés. En général, ni l'aluminium ni le lithium sont récupérés parce qu'ils se concentrent dans les scories et il n'est actuellement pas possible de les récupérer pour des raisons de non rentabilités à la fois économique et énergétique. Les scories peuvent ensuite être utilisées comme des additifs dans du béton (Dunn, Gaines, Barnes, et al., 2012). L'avantage c'est que dans un tel procédé il n'est pas nécessaire de trier les batteries selon leur composition chimique. Le seul prétraitement nécessaire est le démantèlement et le broyage préalable. Le procédé pyrométallurgique est commercialement exploité par exemple par UMICORE, en Belgique. Quant aux **procédés de recyclage hydrométallurgique**, ils sont utilisés pour récupérer les métaux des électrodes (cuivre et aluminium) et les matériaux actifs de la batterie (cathode et anode) (Dunn, Gaines, Barnes, et al., 2012). Ils sont basés sur une étape de lixiviation, où différents acides, bases ou complexants peuvent être utilisés comme des agents de lixiviation suivie des étapes de récupération des métaux à partir de la solution, ce qui est le plus souvent réalisée par précipitation / filtration. Comme il s'agit d'un procédé à basse température (environ 700°C) il est moins énergivore que le traitement pyrométallurgie. Il permet la récupération de cuivre et d'autres métaux précieux, comme la pyrométallurgie, mais en plus l'aluminium et les sels de lithium peuvent aussi être récupérés et réutilisés dans la chaîne de fabrication des matériaux actifs. D'un autre côté, ce procédé nécessite un degré de tri de batteries plus poussé en amont du procédé. Du même que pour le traitement pyrométallurgique, les batteries sont démantelées au début du procédé. Quelques procédés de recyclage actuels combinent des étapes pyrométallurgiques et hydrométallurgiques pour récupérer les métaux précieux. Chaque technique présente plusieurs inconvénients (consommation d'énergie, production d'effluents acides etc.). Une comparaison des

avantages et inconvénients des deux procédés est résumé dans la Figure 1.9 et le Tableau 1.2.

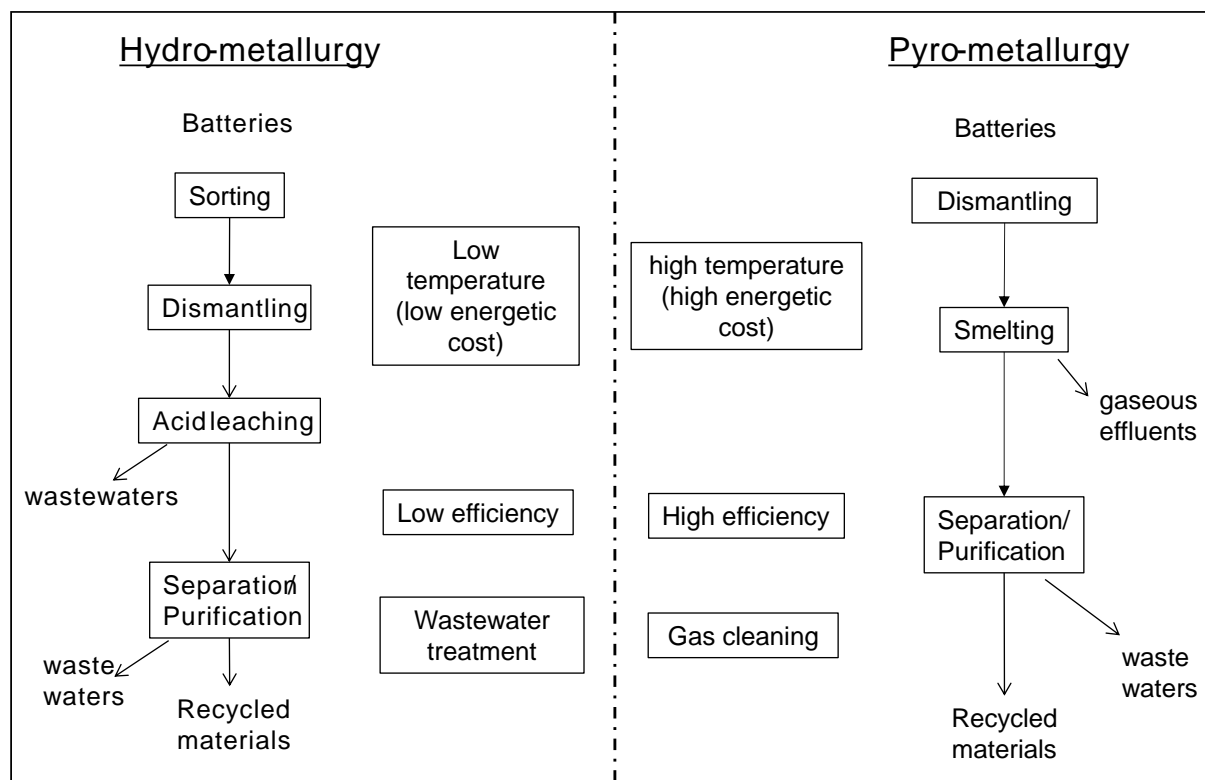


Figure 1.9. Procédés hydrométallurgique versus pyrométallurgique. (Belchi Lorente et al., 2015).

| | Pyrométallurgie | Hydrométallurgie | Séparation Physique Directe |
|--|--|---|---|
| Etat de développement | Commercialisé par Umicore | Commercialisé par Recupyl (Isère). Encore en R&D | En R&D. |
| Température | Elevée (~1400°C) | Moyenne (~700°C) | Basse |
| Matériaux récupérés | Métaux onéreux (Co, Ni, Cu, etc.) (Li et Al comme scories) | Métaux onéreux, Al, et sels de lithium (Li ₂ CO ₃ ou LiOH) | Cathode, anode, électrolyte et métaux |
| Requis à l'entrée du traitement | Tri de technologie pas nécessaire. Grand volume de traitement. | Tri de technologie très souhaitable. | Une seule technologie à traiter. |
| Commentaires | Grande demande énergétique. Non rentable pour des nouvelles technologies (LFP, LMO, etc.) | Moins énergivore que pyrométallurgie. Adapté aux évolutions technologiques (LFP, Co, électrolyte tout polymère...) | Moins demande énergivore que pyrométallurgie. Procédés mécanique et chimique. <i>Ré lithiation</i> postérieur (0'01 t Li ₂ CO ₃ /LiMn ₂ O ₄). Apte pour toute technologie |

Tableau 1.2. Comparaison des différents procédés de recyclage. Selon (Gaines, 2015).

Comme une alternative aux procédés mentionnés ci-dessus, la technique de **recyclage physique directe** a été envisagée dans la littérature (Sloop & Parker, 2011). Ce traitement propose de récupérer des composants de batteries afin d'être réincorporés directement dans la chaîne de fabrication avec peu ou aucune transformation additionnelle. Néanmoins, ce procédé n'est pas encore commercialisé (Dunn, Gaines, Barnes, et al., 2012).

Théoriquement cette technique devrait permettre la récupération de l'électrolyte, du matériau actif cathodique avec une faible rélithiation (où environ 5% de nouveau lithium est nécessaire), de l'anode et de tous les composants métalliques présents dans la batterie. Le point négatif de cette technique est que, à part le fait d'être encore en R&D, un tri très exhaustif à l'entrée du procédé serait nécessaire.

Un autre point important déjà mentionné précédemment est la nécessité d'un taux de collecte élevé via une filière de recyclage adéquate. Actuellement, le taux de collecte des batteries Li-ion usagées est très bas voire inexistant à cause particulièrement de leur durée de vie (une décennie) et leur dissémination dans plusieurs applications mobiles. Par exemple, il n'existe pas de filière de collecte et de traitement des batteries Li-ion en Chine, donc les batteries sont collectées comme des déchets solides municipaux (Zeng, Li, & Singh, 2013). En France il existe une filière de recyclage des piles et accumulateurs où ces produits usagés sont triés par couple électrochimique (piles alcalines, Ni-MH, Pb-acide, Li-ion, etc.). Mais les procédés de recyclage actuels et les infrastructures industrielles associées ne peuvent pas assumer la future tâche de recyclage d'un grand flux de batteries Li-ion usagées, parce que les chaînes de recyclage et les procédés ne sont pas conçus pour ce type de batteries. Ces installations industrielles sont peu ou pas présentes dans beaucoup de pays, ce qui nous fait dire qu'une infrastructure de fin-de-vie robuste reste à développer.

En France, la collecte des accumulateurs et piles en général a augmentée de 14% entre l'année 2013 et 2014 (Rapport annuel 2014, SCRELEC), (Figure 1.10). Le taux de collecte est de 40% en 2015 (Corepile, 2016), encore loin du 45% de taux de collecte imposé par la directive 2006/66/EC (The European Parliament and the Council of the European Union, 2006).

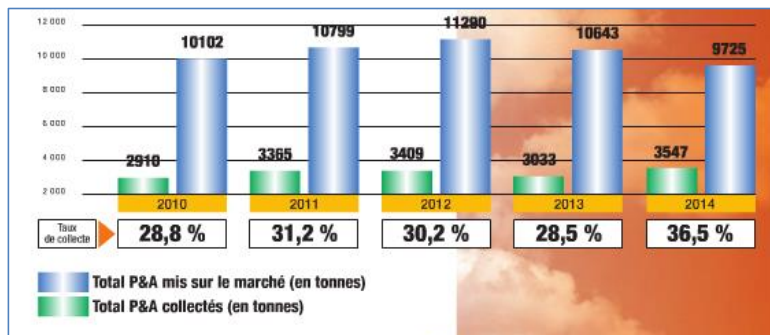


Figure 1.10. Rapport d'activité SCRELEC en 2014.

La complexité des nouvelles électrodes composées de plusieurs éléments (Co, Ni, Li, Zn, Mn, Fe, etc.) dans diverses proportions sera certainement l'obstacle le plus important à surmonter dans les futures chaînes de recyclage Li-ion. Une attention particulière doit être portée sur le développement des étapes de collecte selon les compositions qui varieront significativement. Le développement d'une filière unique avec un procédé de recyclage universel semble donc être peu probable voire impossible. Actuellement plusieurs procédés industriels pour un recyclage efficace et économique des batteries Li-ion et aussi Ni-MH existent déjà. Par exemple, pour récupérer certains éléments des matériaux d'électrode s le procédé d'UMICORE combine les étapes pyrométallurgiques et hydrométallurgiques et le procédé de TOXCO est purement hydrométallurgique. Mais la question est : est-ce que ces procédés peuvent s'adapter à la future génération des batteries Li-ion et seront-ils toujours rentables quand la proportion de métaux précieux dans ces batteries diminuera ?

Il est important de noter que d'autres scénarii de fin-de-vie pour les batteries Li-ion sont aussi étudiés par les chercheurs comme la réutilisation ou le remanufacturing (Foster, Isely, Standridge, & Hasan, 2014; Romare & Olofsson, 2013; Schneider, Kindlein, Souza, & Malfatti, 2009). Ces stratégies rapporteraient des bénéfices environnementaux liés au prolongement de la durée de vie des batteries ou de leurs composants. Néanmoins cette technologie n'est encore pas mature et ne sera pas prise en compte dans cette étude.

Jusqu'à présent seul les métaux des batteries usagées sont récupérés. Néanmoins, chercheurs et industriels doivent aussi centrer leurs efforts sur le recyclage d'autres composants de la batterie. En particulier l'extraction et le recyclage des électrolytes des batteries Li-ion, qui peuvent représenter 20% du poids de la batterie, devrait être étudié. Concernant le recyclage de matériaux, beaucoup d'efforts doivent encore être faits pour développer des technologies efficaces de recyclage des matériaux actifs des électrodes compte tenu de leur grande variété (LiCoO_2 , LiMnO_2 , $\text{LiNi}_{1/3}\text{Mn}_{1/3}\text{Co}_{1/3}\text{O}_2$...) ou basés sur des sels de phosphates (LiFePO_4). L'organisation de l'ensemble de la chaîne de recyclage devrait aussi être réfléchie.

2.4 Résumé

Les batteries Li-ion sont un exemple de produit high-tech. Elles partagent la plupart de leurs caractéristiques et des problèmes associés. Aujourd'hui la filière de recyclage des piles et accumulateurs n'est pas structurée pour traiter adéquatement le stock actuel et futur des batteries Li-ion. Or, le recyclage des batteries a une triple nécessité : réduire la consommation énergétique liée à l'extraction de matériaux vierges ; atténuer l'épuisement des ressources minérales et éviter la pollution par les composants dangereux (Zeng et al., 2013).

Les méthodes de recyclage actuelles ne sont pas universelles et doivent être adaptées à chaque technologie Li-ion. Les procédés pyrométallurgiques (qui peuvent traiter un flux hétérogène de batteries usagées) ne sont pas adéquats pour traiter les batteries Li-ion de la prochaine génération. De plus, la technologie Li-ion semble se diriger vers des cathodes utilisant des matériaux moins onéreux que les matériaux actuels, donc le traitement pyrométallurgique ne serait pas rentable.

Les procédés de recyclage sont conçus pour des motivations économiques et non environnementales. Aujourd'hui le recyclage est une activité rentable grâce à la récupération des métaux onéreux, mais si dans le futur ces matériaux ne sont plus présents dans les batteries il faudra trouver comment traiter les batteries sans négliger leurs impacts environnementaux. La grande variété de technologies Li-ion réduira énormément les taux de récupération des matériaux en fin-de-vie si elles ne sont pas triées en amont. La séparation des batteries et des matériaux qui la composent à l'entrée du procédé de recyclage, influencera fortement les taux de récupération des matériaux.

3 Questions de recherche

Les produits high-tech (comme la batterie Li-ion) génèrent des forts impacts environnementaux tout au long de leur cycle de vie, dont une partie considérable peut être attribuée à l'étape de fin-de-vie. La diversité technologique de ces produits empêche l'existence d'un traitement de recyclage universel et performant. Dans le cas des batteries

Li-ion cette diversité technologique est caractérisée par les nombreux matériaux cathodiques possibles.

D'une autre part, les méthodes d'écoconception existantes ne sont pas adaptées aux caractéristiques des produits high-tech—elles ne peuvent représenter adéquatement leurs évolutions technologiques ; elles mettent mal en évidence **les paramètres spécifiques pour maîtriser les impacts environnementaux**—.

Afin d'aider les concepteurs de ces dispositifs dans la pratique de l'écoconception, deux questions de recherche sont adressées dans la suite :

1. Quels sont les paramètres influents pour maîtriser les impacts environnementaux (paramètres pour l'écoconception) ? Comment pouvons-nous les identifier ?
2. Comment intégrer ces paramètres influents pour l'écoconception dans une méthode ? Comment les rendre utilisables par un concepteur ?

Chapitre 2

Prise en compte des impacts environnementaux en conception de produits

«La magra y las murgas »

José Jiménez Buendía, ingénieur et penseur.

1 Introduction

Ces dernières années, des efforts ont été réalisés pour aborder la problématique des impacts environnementaux et de la fin-de-vie des produits high-tech. Nous pouvons diviser les solutions proposées par les auteurs selon deux axes : d'une part l'axe environnemental et d'autre part l'axe de l'intégration de la fin-de-vie en conception de produits.

D'un côté, les impacts environnementaux des produits high-tech, représentés ici par des batteries Li-ion, ont été étudiés par quelques auteurs. Cependant les résultats de ces études sont controversés, avec des points discordants mais aussi avec des grandes conclusions partagées.

D'un autre côté il y a eu des efforts pour intégrer la fin-de-vie des produits dans les méthodes de conception. Ces progrès ont apporté des bénéfices à plusieurs niveaux et semblent être une démarche adéquate pour traiter la problématique.

2 L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) pour la mise en évidence des impacts environnementaux et de leurs causes : le cas des batteries de véhicules électriques

La problématique traitée dans ce manuscrit a clairement une dimension environnementale. La méthodologie de l'analyse de cycle de vie (ACV) est parfaitement adaptée pour mettre en évidence les impacts environnementaux potentiels d'un produit tout au long de sa vie, du berceau à la tombe. Il s'agit ainsi d'un premier pas vers l'identification des points critiques du produit à l'origine de ces impacts environnementaux. Une fois identifiés ces points critiques doivent ensuite être pris en compte parmi les paramètres de conception.

Dans notre démarche l'objectif principal de l'analyse environnementale est de fournir au concepteur l'information sur les éléments qui causent des préjudices environnementaux afin de décider d'une stratégie d'amélioration. Il s'agit d'une sorte de médecine préventive dans le sens où « avant de prescrire médicaments il faut diagnostiquer la maladie et ses causes ». Nous souhaitons ainsi apporter aux concepteurs l'identification et les connaissances sur les origines de ces impacts avec une sélection de paramètres de conception modifiables sur lesquels il faudra agir pour diminuer les impacts identifiés.

L'ACV est une méthode multi-échelle et multicritère d'évaluation et de quantifications des impacts environnementaux d'un système – qu'il s'agisse d'un bien, d'un service ou d'un procédé – tout au long de sa vie, depuis l'extraction des matières premières qui le composent jusqu'à son élimination en fin-de-vie, en passant par les phases de distribution et d'utilisation. La série des normes ISO 14040 décrit la méthodologie et la déontologie que doivent suivre ces études. (ADEME, Boeglin, & Veillet, 2005).

Une ACV nous donne une bonne vision environnementale de notre produit. En considérant tous les éléments participants au cycle de vie, on va pouvoir éviter les transferts d'impacts.

2.1 Méthodologie ACV

Comme déjà noté précédemment l'objectif d'une étude ACV est de quantifier les impacts environnementaux des produits. Nous pouvons comparer plusieurs produits ou approfondir

l'analyse d'un seul produit, afin de comprendre quels éléments sont à l'origine de chaque impact. Pour la problématique d'écoconception des produits high-tech, il est fondamental de connaître quels sont les composants (matériaux, procédés, etc.) responsables des impacts environnementaux. Plus précisément, il est encore plus utile de connaître les paramètres clés, à l'origine des principaux impacts afin de planifier une stratégie environnementale pour les réduire. A cet effet l'ACV est un outil puissant.

2.2 Etapes d'un ACV

La structure d'une étude d'ACV est standardisée et comporte les étapes suivantes (Figure 2.1) :

- la définition de l'objectif et du champ de l'étude
- la création d'un inventaire des données et son analyse,
- l'évaluation des impacts,
- et l'interprétation des résultats.

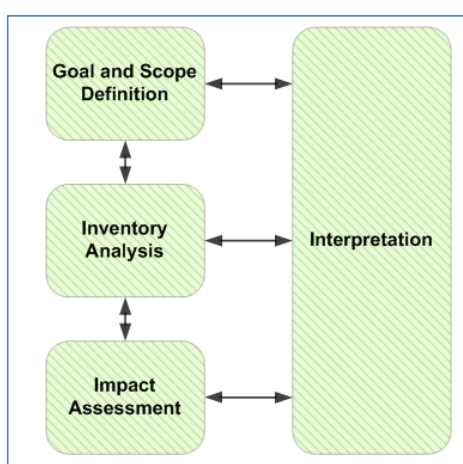


Figure 2.11. Etapes d'une analyse de cycle de vie (European Committee for Standardization, 2006).

Pour illustrer les quatre étapes des ACV des batteries Li-ion six importantes contributions scientifiques sont analysées dans les sections suivantes. Le Tableau 2.1 synthétise les principales caractéristiques des six études sélectionnées, notamment :

- l'unité fonctionnelle utilisée pour chaque cas,
- la composition chimique de la cathode,
- les étapes de cycle de vie considérées,
- les caractéristiques clefs pour chaque produit.

| | Unité Fonctionnelle | Composition chimique de la cathode | Etapes du cycle de vie considérées | Caractéristiques clé |
|---|---------------------------|------------------------------------|---|--|
| EPA (EPA, 2013) | km parcourus par véhicule | LMO, LFP, NCM | Toutes | Durée de vie de 10 ans (1 batterie par véhicule) |
| Majeau-Bettez <i>et al.</i> (Majeau-Bettez <i>et al.</i> , 2011) | 50 MJ | NCM, LFP | Extraction de minéraux et Fabrication | Pas de différences entre batteries PHEV et EV. |
| Zackrisson <i>et al.</i> (Zackrisson <i>et al.</i> , 2010) | 10 kWh | LFP | Toutes | Capacité de batterie : 93 Wh/kg, 3000 cycles à 80% <i>depth of discharge</i> . |
| Dunn <i>et al.</i> (Dunn, Gaines, Sullivan, <i>et al.</i> , 2012) | kg de batterie | LMO | <i>Cradle-to-Gate</i> mais pas de phase d'utilisation | Potentiel de Réchauffement Climatique et Energie seulement |
| Ellingsen <i>et al.</i> (Ellingsen <i>et al.</i> , 2013) | Un pack de batterie | NCM | Extraction de minéraux et Fabrication | — |
| Notter <i>et al.</i> (Notter <i>et al.</i> , 2010) | km parcourus par véhicule | LMO | Toutes (mais enfouissement en fin-de-vie) | — |

Tableau 2.1. Comparaison des études sélectionnées.

Ces études sont difficiles à comparer car leurs objectifs étaient différents et plusieurs hypothèses différentes ont été faites par les auteurs. Nous avons donc effectué une analyse de ces études pour chaque étape de la méthodologie ACV afin de pouvoir orienter de futures études ACV (Belchi Lorente *et al.*, 2015).

2.2.1 Définition de l'objectif et du champ de l'étude

L'étape de définition de l'objectif et du champ de l'étude spécifie : **l'unité fonctionnelle** utilisée comme base pour les comparaisons de plusieurs solutions ; les **frontières du système** ; les **catégories d'impacts choisies** ; les **méthodes d'allocation** utilisées pour diviser la charge environnementale d'un procédé quand plusieurs produits ou services partagent le même procédé. Ces éléments sont discutés en profondeur dans les paragraphes suivants.

2.2.2 Définition de l'unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle (UF) est basée sur le service rendu par le produit/système/solution. Elle permet la comparaison entre plusieurs solutions capables de fournir le service ciblé. Les bonnes pratiques pour la définition de l'unité fonctionnelle spécifient qu'une unité fonctionnelle doit contenir au moins un verbe à l'infinitif pour décrire le service rendu, un critère technique qui qualifie la performance du système et un temps d'opération pour l'ensemble du cycle de vie.

Les études ont défini des unités fonctionnelles conformes aux bonnes pratiques mentionnées ci-dessus. Majeau-Bettez *et al.* (Majeau-Bettez *et al.*, 2011) et Zackrisson *et al.*

(Zackrisson et al., 2010) définissent leur UF en termes de quantité d'énergie stockée dans la batterie (et fournie au véhicule) pendant la durée de vie du véhicule. Majeau-Bettez *et al.* (Majeau-Bettez et al., 2011) définissent directement l'UF en terme d'énergie stockée et délivrée durant un cycle de charge et décharge. Zackrisson *et al.* (Zackrisson et al., 2010) utilisent une définition relative à la performance des batteries, où la capacité de la batterie, la profondeur de décharge (*depth of discharge*) et le nombre de cycles charge - décharge sont donnés. Les chercheurs de l'EPA (EPA, 2013) et Notter *et al.* (Notter et al., 2010) définissent leur UF comme la distance parcourue pendant la durée de vie moyenne d'une voiture (environ 200.000 km). Les UF basées sur la distance parcourue présentent l'avantage de permettre une comparaison immédiate des résultats avec d'autres systèmes qui fournissent de l'énergie aux véhicules (essence, pile à combustible,...). Par contre, l'utilisation de ce type d'UF ne permet pas une comparaison avec des batteries utilisées pour d'autres applications très différentes comme des systèmes électriques autonomes. Pour comparer des batteries utilisées dans plusieurs applications, les UF basées sur l'énergie stockée permettent une comparaison directe.

Malheureusement il n'y a pas de consensus sur le choix d'une UF, même entre les chercheurs travaillant dans le même domaine scientifique. Par conséquent, il est recommandé de fournir tous les critères de performance qui permettent de convertir l'UF sélectionnée dans une autre.

2.2.3 Identification des frontières du système

Pour satisfaire le service décrit par l'unité fonctionnelle beaucoup d'activités sont généralement nécessaires tout au long du cycle de vie. L'objectif de la définition des frontières du système est de spécifier quelles activités sont prises en compte dans l'étude et lesquelles ne le sont pas. En fait, l'exclusion d'une activité significative de l'intérieur des frontières du système peut cacher un transfert d'impacts environnementaux. D'un point de vue théorique, plus larges sont les frontières moins on a de chances de cacher un transfert d'impacts. Par conséquent, pour éviter le transfert d'impact, le praticien d'ACV aurait intérêt à choisir des frontières larges. Par contre, la quantité de travail requise pour collecter les données et les incertitudes associées croissent rapidement quand les frontières du système s'élargissent. La définition des frontières du système doit être cohérente avec les objectifs de l'étude (comparaison avec d'autres études, activités de conception, etc.). Donc, une justification claire ou explicite des risques qu'entraîne cette décision doit être donnée dans le rapport final d'ACV. Ces frontières peuvent être définies à deux niveaux. Premièrement, il faut décider les étapes du cycle de vie qui seront incluses ou non dans l'étude. Ensuite, pour chacune des étapes du cycle de vie comprises dans l'étude, il est aussi nécessaire de spécifier quelles activités sont incluses dans le modèle du cycle de vie.

Concernant les étapes de cycle de vie, l'analyse des six publications révèle que six étapes doivent être considérées pour l'ACV des packs de batteries Li-ion. Ces étapes sont :

- **Extraction de matières vierges** requises pour l'ensemble du système de la batterie (incluant le BMS, le système de refroidissement passif, etc.). Ces matériaux incluent lithium, aluminium, cuivre et quelques autres métaux rares et lourds comme le cobalt, le manganèse, etc.
- **Transformation des matériaux actifs** incluant toutes les étapes de production des matériaux requis pour assembler une cellule de batterie, comme ceux de l'anode, de la cathode, l'électrolyte et le séparateur.

- **Fabrication de la batterie**, qui inclue toutes les activités requises pour assembler une cellule de batterie à partir des matériaux actifs et les procédés utilisés pour construire un module de batterie à partir de ces cellules.
- **Fabrication des composants auxiliaires**, comme le système de refroidissement, le système de management de la batterie (BMS), packaging, etc.
- **Phase d'utilisation** dans un véhicule, comprenant l'énergie nécessaire pour charger la batterie.
- **Différentes stratégies de fin-de-vie**.

Le Tableau 2.2 synthétise les choix sur ces étapes selon les différents auteurs.

| | <i>Extraction de matériaux vierges</i> | <i>Transformation de matériaux actifs</i> | <i>Manufacture de la batterie</i> | <i>Composants auxiliaires</i> | <i>Phase d'utilisation</i> | <i>Fin-de-vie</i> |
|---|--|---|-----------------------------------|-------------------------------|----------------------------|-------------------|
| EPA (EPA, 2013) | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus |
| Majeau-Bettez <i>et al.</i> (Majeau-Bettez <i>et al.</i> , 2011) | Non inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Non inclus |
| Zackrisson <i>et al.</i> (Zackrisson <i>et al.</i> , 2010) | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Non inclus |
| Dunn <i>et al.</i> (Dunn, Gaines, Sullivan, <i>et al.</i> , 2012) | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus |
| Notter <i>et al.</i> (Notter <i>et al.</i> , 2010) | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus |
| Ellingsen <i>et al.</i> (Ellingsen <i>et al.</i> , 2013) | Inclus | Inclus | Inclus | Inclus | Non inclus | Non inclus |

Tableau 2.2. Etapes du cycle de vie prises en compte par les différents auteurs.

Les détails concernant le choix des activités incluses dans chaque étape de cycle de vie ne sont pas fournis pour les six études analysées. Des données issues des bases de données ont été surement utilisées et les impacts en relation avec les infrastructures (bâtiments, production des machines-outils, luminaires, chauffage des usines, etc.) ont aussi été certainement négligés.

L'étape de fin-de-vie est seulement incluse dans trois des six études analysées. Dunn *et al.* (Dunn, Gaines, Sullivan, *et al.*, 2012) ont proposé une comparaison entre trois stratégies : la pyrométallurgie, l'hydrométallurgie et le recyclage physique direct. Les chercheurs de l'EPA (EPA, 2013) ont construit un scénario de fin-de-vie qui inclut l'enfouissement, la

récupération de métaux et l'incinération. Finalement Notter *et al.* (Notter et al., 2010) ont considéré le pire scénario possible pour la fin-de-vie d'une batterie (enfouissement).

Dans le cas particulier des batteries Li-ion il paraît incohérent d'exclure des étapes de cycle de vie du champ de l'étude. En effet, chacune des six étapes de cycle de vie citées précédemment Li-ion génère des impacts significatifs. En effet l'exclusion d'une étape augmenterait la probabilité de ne pas voir un transfert d'impact important. Plus en détail, l'étape de fin-de-vie a été exclue du champ d'étude des trois travaux (Majeau-Bettez et al., 2011), (Zackrisson et al., 2010), (Ellingsen et al., 2013) et les trois autres (EPA, 2013)(Dunn, Gaines, Sullivan, et al., 2012)(Notter et al., 2010) ont utilisé des modèles qui ne sont pas comparables. Néanmoins étant donné que la fin-de-vie des batteries Li-ion semble être un enjeu stratégique, un modèle approfondi des différentes possibilités de fin-de-vie (recyclage en boucle ouverte et fermée, remanufacturing, incinération, enfouissement, etc.) devrait être réalisé.

2.2.3.1 Choix de catégories d'impact

Selon l'objectif de l'étude et le système à analyser, différentes catégories d'impacts environnementaux peuvent être retenues, de même il existe différentes méthodes pour estimer ces impacts. Le Tableau 2.3 montre les indicateurs environnementaux utilisés dans les études analysées. Le potentiel de réchauffement climatique (GWP) et la consommation d'énergie (Energie) sont des indicateurs utilisés dans toutes les études. Dans la plupart des études, le potentiel d'appauvrissement en ressources abiotiques (ADP), l'acidification, l'eutrophisation et certains indicateurs de la toxicité ont aussi été utilisés.

| <i>Auteurs</i> | <i>Catégories d'impacts</i> |
|---|---|
| EPA (EPA, 2013) | Energie, ADP, GWP, Acidification, Eutrophisation, ODP, POP, Ecotoxicité, HTP, Occupation terrestre, risque cancérigène et non cancérigène |
| Majeau-Bettez <i>et al.</i> (Majeau-Bettez et al., 2011) | Energie, GWP, FDP, FETP, FEP, HTP, METP, MEP, MDP, ODP, PMFP, TAP, TETP |
| Zackrisson <i>et al.</i> (Zackrisson et al., 2010) | Energie, GWP, Acidification, ODP, Smog photochimique, Eutrophisation |
| Dunn <i>et al.</i> (Dunn, Gaines, Sullivan, et al., 2012) | Energie, GWP |
| Notter <i>et al.</i> (Notter et al., 2010) | ADP, demande accumulée d'énergie non-renouvelable, GWP |
| Ellingsen <i>et al.</i> (Ellingsen et al., 2013) | Energie, GWP, FDP, ODP, POFP, PMFP, TAP, FEP, MEP, FETP, METP, TETP, HTP, MDP |

Tableau 2.3. Catégories d'impact environnemental sélectionnées par les auteurs.

Parmi toutes les catégories d'impacts existantes, certaines paraissent plus pertinentes que les autres pour quantifier l'impact environnemental des batteries Li-ion. Celles qui nous paraissent les plus appropriées sont exposées ci-dessous :

- Les batteries sont des dispositifs utilisés pour stocker de l'énergie. Par conséquent il paraît pertinent d'analyser **l'énergie** consommée tout au long du cycle de vie pour étudier la performance de la batterie au regard de l'énergie délivrée durant sa phase d'utilisation.

- Pour les véhicules automobiles, les batteries sont supposées remplacer les moteurs à combustion afin de limiter les émissions liées à la combustion des combustibles fossiles, donc le **potentiel de réchauffement climatique** (GWP) est un bon indicateur pour pouvoir comparer ces deux technologies. Il donne aussi une idée de la dépendance du système de l'énergie fossile au cours de son cycle de vie.

- Les batteries contiennent des métaux stratégiques comme le cobalt, le lithium, le cuivre et d'autres, donc le **potentiel d'appauvrissement abiotique** (ADP) est un bon indicateur pour quantifier la raréfaction de ces ressources.

- La plupart de procédés industriels pour la production et les traitements de fin-de-vie utilisent des attaques acides ou lixiviations. Par conséquent, analyser le potentiel de **l'acidification** semble intéressant.

- Pour prendre en compte les impacts sur les écosystèmes des substances contenant phosphore comme le LFP, le **potentiel d'eutrophisation** doit être étudié.

- Les procédés chimiques utilisent plusieurs substances toxiques. Il est donc pertinent d'évaluer des **indicateurs d'écotoxicité** (potentiel d'écotoxicité marine, potentiel d'écotoxicité d'eau douce, potentiel de toxicité humaine).

Selon l'objectif de l'analyse, les indicateurs les plus pertinents, comme ceux déjà utilisés dans les études précédentes, peuvent être retenus. En général il n'est pas recommandé d'utiliser plus de 5 ou 6 indicateurs pour faciliter l'interprétation des résultats. Cependant, lors d'une ré-conception en profondeur du système, il est parfois utile de vérifier si il n'y a pas un eu de transfert d'impacts vers des indicateurs non inclus à l'origine.

2.2.3.2 Allocation

Dans l'industrie, les équipements de production sont souvent partagés entre plusieurs produits. Par exemple la chambre anhydre, nécessaire pour l'assemblage des cellules des batteries, contient généralement plusieurs chaînes de production pour différentes technologies de batteries. Dans ce cas, les praticiens de l'ACV doivent allouer une part de l'inventaire du procédé partagé à leur inventaire. Cette opération peut être critique si les procédés partagés rapportent des impacts significatifs.

En plus, une autre difficulté est l'échelle de l'expérience : le même procédé implémenté à échelle d'un laboratoire est généralement plus consommateur en énergie et matériaux qu'à l'échelle industrielle car certains produits peuvent être réutilisés plusieurs fois en boucles fermées ; certains réacteurs peuvent fonctionner en continu, etc. Dès lors, des règles claires doivent être établies et partagées pour ces allocations. Aujourd'hui il n'y a pas d'information disponible à cet égard dans les études analysées.

2.2.4 Inventaire du cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie consiste à lister explicitement toutes les activités comprises dans les frontières du système et qui sont nécessaires pour satisfaire le service décrit par l'unité fonctionnelle. Les praticiens de l'ACV sont invités à établir la liste de procédés inclus dans toutes les étapes de cycle de vie. Comme schématisé dans la Figure 2.2, il est nécessaire de quantifier :

- Entrants : matériaux et énergie nécessaire.
- Sortants : émissions, produits résultants du procédé et énergie produite.

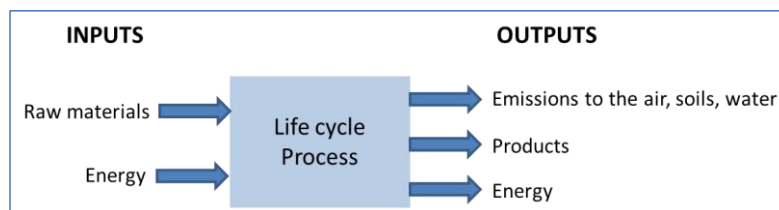


Figure 2.12. Schéma de l'inventaire où les entrants (inputs) et les sortants (outputs) définissent un procédé

La majeure partie du travail du praticien d'ACV consiste à sélectionner les données pertinentes pour construire les activités et créer des scénarios de cycle de vie appropriés selon les objectifs de l'étude. On peut distinguer deux types de données utilisées dans une ACV : des données primaires et des données secondaires. Les données primaires sont celles collectées spécialement à l'occasion de l'étude. Toutes les autres données sont dites données secondaires. Les données secondaires peuvent provenir de plusieurs sources comme la bibliographie, les fabricants, les bases de données environnementales, etc. L'utilisation de données secondaires apporte souvent un gain de temps mais il est nécessaire d'être sûr que ces données sont pertinentes au regard de l'objectif de l'étude. Il faut néanmoins savoir que, en lien avec le récent intérêt pour certains matériaux rares, les données secondaires et les indicateurs d'impacts environnementaux associés à leur raréfaction vont probablement évoluer dans un futur proche afin de mieux les modéliser.

Les six ACV sélectionnées ont utilisé des données secondaires. Les chercheurs de l'EPA (EPA, 2013) et Ellingsen *et al.* (Ellingsen et al., 2013) sont les seuls qui ont collecté des données primaires. Ces données sont utilisées pour modéliser la transformation des matériaux actifs et la production de la batterie qui sont, selon leur point de vue, le cœur du procédé. Le reste des données de ces études est issu de sources secondaires.

Les matériaux cathodiques les plus étudiés dans les six analyses sont le LFP (LiFePO_4) (EPA, 2013; Majeau-Bettez, Hawkins, & Strømman, 2011; Zackrisson et al., 2010) et le NMC (Ni, Co et Mn en proportions variables) (Ellingsen et al., 2013; EPA, 2013; Majeau-Bettez et al., 2011). D'autres technologies comme le MNO (LiMnO_2 ou LiMn_2O_4) ont aussi été étudiées (Dunn, Gaines, Sullivan, et al., 2012; EPA, 2013; Notter et al., 2010). Ces technologies sont les remplaçantes de la technologie LCO (LiCoO_2), la plus utilisée actuellement, qui apparaît moins souvent dans les études. Les batteries LFP ont un bon rapport performance - prix. C'est probablement la technologie Li-ion la plus prometteuse pour des applications de grande taille du fait de sa durée de vie et de sa sécurité renforcée (Väyrynen & Salminen, 2012).

En résumé, si l'on compare les trois principales technologies Li-ion : LFP, NMC et LCO du point de vue de l'environnement :

Les **batteries LFP** ne contiennent pas de matériaux toxiques comme les NMC (nickel et cobalt) ou LCO (cobalt). Cependant, certains solvants organiques peuvent être utilisés lors de

la fabrication, mais ils peuvent aussi être remplacés par des solvants aqueux (Zackrisson et al., 2010).

Pour cette technologie de batterie Li-ion, les coûts des matériaux sont réduits par rapport à d'autres technologies comme NCM ou LCO, mais la valeur ajoutée à ces matériaux est très grande (Gaines, 2014, 2015) (voir Figures 1.7 et 1.8). Pour une utilisation dans un véhicule électrique, cette technologie est plus lourde (pour un même service rendu), ce qui se traduit par une augmentation de l'énergie consommée pour déplacer le véhicule (Zackrisson et al., 2010). Néanmoins le prix d'achat pour l'utilisateur est plus faible. Quant au recycleur la situation est défavorable économiquement parce que les batteries LFP ne contiennent pas de matériaux possédant de la valeur à récupérer (à part le cuivre et l'aluminium, présents dans les électrodes). Ainsi le produit de leur recyclage ne génère pas de revenus pour les recycleurs. A cela s'ajoute la contrainte normative du recyclage, la Directive Européenne 2006/66/EC (The European Parliament and the Council of the European Union, 2006), qui impose un taux minimal de récupération de 50% en masse, qui est inatteignable avec seulement la récupération des métaux rentables (Cu et Al). En effet, le cuivre et l'aluminium ne représentent qu'environ 25% en masse de la batterie LFP (Ellingsen et al., 2013).

Les **batteries NMC** sont un peu plus chères que les batteries LFP (pour le même service rendu). Elles ont une densité énergétique un peu plus élevée (plus d'énergie par masse de batterie), donc pour la même application une batterie NMC sera plus légère qu'une LFP. Elles utilisent des matériaux toxiques comme le nickel et le cobalt ainsi que des solvants organiques. Néanmoins leur traitement en fin-de-vie semble plus viable grâce à la présence de métaux onéreux dans leur composition.

Dans l'étape de fabrication, cette technologie utilise de matériaux onéreux – et toxiques (métaux lourds), plus chers que ceux de la technologie LFP mais moins que ceux de LCO. Mais la valeur ajoutée à ces matériaux est plus réduite que dans le LFP (Gaines, 2014, 2015) (section 2.3.2 du Chapitre 1). Dans la phase d'utilisation, la batterie est plus légère (pour le même service rendu), donc plus avantageuse pour l'utilisateur ; par contre le prix de vente est plus élevé que pour la technologie LFP. Quant au recycleur, le traitement de cette technologie paraît plus favorable économiquement, car il y a des métaux de valeur à récupérer. Le recyclage de la technologie NMC est rentable. A niveau normatif, le taux de recyclage minimal de 50% est atteignable facilement avec la récupération des métaux des matériaux actifs et des métaux des électrodes.

Les **batteries LCO** sont les batteries les plus chères mais aussi celles avec les meilleures performances (plus grande densité énergétique que NCM et LFP). Cette technologie Li-ion permet de construire des batteries beaucoup plus légères. Leur fabrication utilise des matériaux coûteux, tels que le cobalt, mais dont la valeur ajoutée dans cette étape est très faible (Gaines, 2014, 2015). La récupération en fin-de-vie du cobalt représente une source de revenus très importante pour le recycleur. De même que pour la technologie NCM, le taux de recyclage minimal imposé par la législation européenne ne pose pas de problème.

Pour conclure, le choix d'une technologie Li-ion est lié à de nombreux facteurs impliquant différentes étapes du cycle de vie et ainsi différents acteurs du cycle de vie. Ce choix de technologie conditionne fortement les impacts environnementaux mais aussi les

impacts économiques et les relations qu'il s'agira d'établir entre les acteurs de la conception pour optimiser la solution.

2.2.5 Calcul des impacts

Les substances présentes dans la liste d'inventaire génèrent habituellement certains impacts environnementaux qui peuvent être quantifiés et regroupés dans lesdits indicateurs environnementaux. Chaque indicateur est spécifiquement mis en relation avec un phénomène biologique ou physique. Pour un indicateur environnemental donné, chaque substance a une contribution différente. Par exemple, le potentiel de réchauffement climatique (GWP) peut être calculé en utilisant l'équation suivante :

$$GWP = \sum_i GWP_i \cdot m_i$$

où GWP_i est le potentiel de réchauffement climatique individuel pour chaque substance relâchée et m_i est la masse de la substance i libérée, typiquement en kg. Le potentiel de réchauffement climatique pour chaque substance peut être trouvé dans le rapport de GIEC (*IPCC Third Assessment Report "Climate Change 2001"*). Par exemple, la Figure 2.3 illustre le fait que le GWP individuel du méthane (CH_4) est 25 kg éq CO_2 .

En plus, une substance donnée peut potentiellement contribuer à plusieurs indicateurs (Figure 2.3). Les calculs des valeurs d'indicateurs sont toujours implémentés dans des méthodes de calcul des logiciels d'ACV.

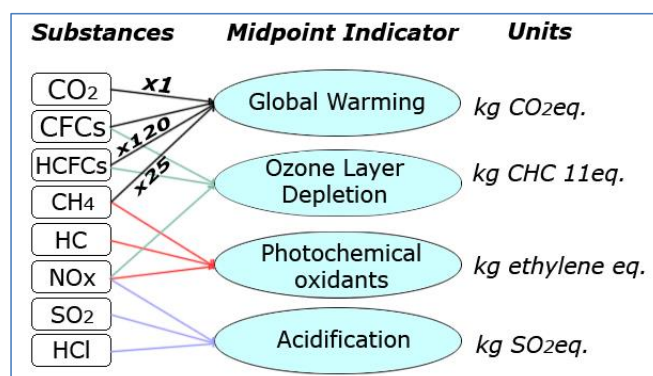


Figure 2.13. Cadre de calcul des indicateurs *midpoint* à partir de l'inventaire du cycle de vie.

Les indicateurs d'impact peuvent être classés dans deux catégories ; indicateurs *midpoints* et *endpoints*, comme montré dans la Figure 2.4. Les indicateurs *midpoints* sont regroupés par la nature de l'effet physique induit par l'émission (ou consommation) d'une substance. Par exemple, le potentiel de réchauffement climatique, le potentiel de destruction de la couche d'ozone et le potentiel d'acidification sont des indicateurs *midpoint*. Les indicateurs *endpoints* sont regroupés selon l'effet que produisent dans l'environnement. Par exemple santé humaine, qualité de l'écosystème et ressources sont des indicateurs *endpoint*. En général, les indicateurs environnementaux ne sont pas comparables entre eux parce qu'ils sont en lien avec des effets physiques très différents (et utilisent des différentes unités).

Finalement ces catégories d'indicateurs *endpoints* peuvent être regroupées dans un seul score unique. Celui-ci est le dernier indicateur qui résume tous les indicateurs précédents. Il a l'avantage d'être plus facilement compréhensible mais il manque de

précision, donc les indicateurs *midpoints* sont en général plus souvent utilisés dans la communauté scientifique que les indicateurs *endpoints* et score unique.

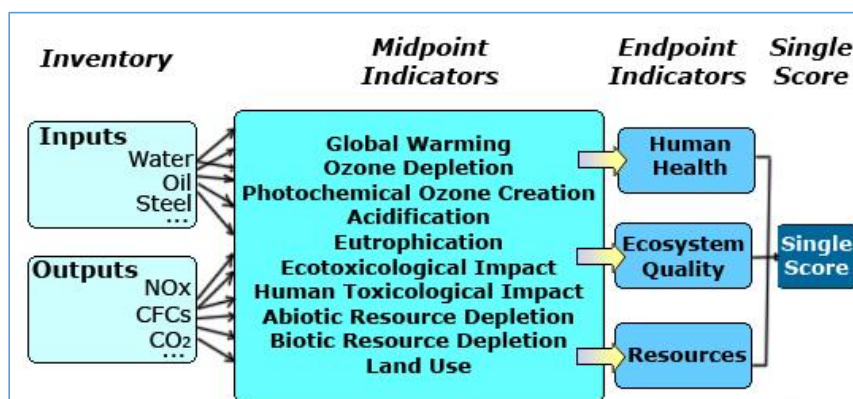


Figure 2.14. Catégories d'impacts regroupées dans *midpoints*, *endpoints* et score unique.

Comme mentionné précédemment, le choix des indicateurs dépend de l'objectif de l'étude. Dans le Tableau 2.5, sont résumés les choix réalisés par les chercheurs dans les études sélectionnées.

| <i>Auteur</i> | <i>Méthode de calcul</i> |
|---|---|
| EPA (EPA, 2013) | Plusieurs méthodes dépendant de l'indicateur. |
| Majeau-Bettez <i>et al.</i> (Majeau-Bettez <i>et al.</i> , 2011) | ReCiPe (Goedkoop <i>et al.</i> , 2009) |
| Zackrisson <i>et al.</i> (Zackrisson <i>et al.</i> , 2010) | Plusieurs méthodes dépendant de l'indicateur. |
| Dunn <i>et al.</i> (Dunn, Gaines, Sullivan, <i>et al.</i> , 2012) | BatPaC ² , pour l'inventaire de masse. Modèle GREET ¹ |
| Notter <i>et al.</i> (Notter <i>et al.</i> , 2010) | EcoIndicator EI99 H/A (Goedkoop & Spriensma, 2001), CML (Pré Consultants, Goedkoop, Oele, Schryver, & Vieira, 2008) |
| Ellingsen <i>et al.</i> (Ellingsen <i>et al.</i> , 2013) | ReCiPe (Goedkoop <i>et al.</i> , 2009) |

Tableau 2.4. Méthodes de calculs utilisés par chaque chercheur.

Certaines méthodes de calcul incluent un nombre limité d'indicateurs de type *midpoint*, donc il peut être nécessaire d'utiliser plus d'une méthode pour obtenir tous les indicateurs souhaités. Par exemple Notter *et al.* (Notter *et al.*, 2010) ont utilisé la méthode CML comme complément de la méthode EcoIndicator EI99, pour inclure l'indicateur environnemental Potentiel d'appauvrissement abiotique (ADP) (qui n'est pas inclut dans EcoIndicator EI99). La méthode de calcul CML inclut, l'indicateur ADP, le potentiel de destruction de la couche d'ozone, la toxicité humaine, l'écotoxicité de l'eau douce, l'écotoxicité de l'eau marine, l'écotoxicité terrestre, l'oxydation photochimique, le réchauffement climatique, l'acidification et l'eutrophisation (Pré Consultants *et al.*, 2008). Elle manque par contre d'indicateurs liés aux énergies. Les études de Dunn *et al.* (Dunn, Gaines, Sullivan, *et al.*, 2012)

et de l'EPA (EPA, 2013) utilisent leur propre méthode de calcul (Modèle GREET¹), développée spécifiquement pour le secteur du transport. Pour la modélisation de l'inventaire de la batterie Li-ion, ils utilisent leur propre modèle (BatPaC²), développé pour les batteries Li-ion pour des applications automobiles électriques

2.2.6 Interprétation

L'interprétation d'une étude d'ACV dépend entièrement des trois étapes précédentes de la méthodologie (Figure 2.1). Dans les six études analysées, les principaux contributeurs aux impacts environnementaux ont été identifiés et nous avons pu constater que ces principaux contributeurs, sont fortement déterminés par le type de la technologie Li-ion (LFP, NCM, LCO, etc.).

EPA (EPA, 2013) et Majeau-Bettez *et al.* (Majeau-Bettez et al., 2011) s'accordent à dire que **l'extraction du nickel et du cobalt** génèrent de grands impacts. Ce fait est confirmé par Notter *et al.* (Notter et al., 2010) et Ellingsen *et al.* (Ellingsen et al., 2013) qui montrent aussi que l'extraction de métaux – comme le **cuivre et l'aluminium** – provoque de grands impacts.

EPA (EPA, 2013), Majeau-Bettez *et al.* (Majeau-Bettez et al., 2011) et Zackrisson *et al.* (Zackrisson et al., 2010) sont d'accord sur le fait que le **mix électrique utilisé lors la phase d'utilisation** est un paramètre important ayant une influence sur plusieurs indicateurs. Comme dans certaines régions du monde certaines centrales électriques utilisent du combustible fossile, le potentiel de réchauffement climatique est particulièrement affecté.

Les études de Dunn *et al.* (Dunn, Gaines, Sullivan, et al., 2012), et de Notter *et al.* (Notter et al., 2010), démontrent les bénéfices environnementaux du recyclage des batteries Li-ion. Malheureusement, le recyclage n'est pas analysé dans toutes les études car les scénarii de fin-de-vie ne sont pas encore stables à cause des diverses compositions chimiques des batteries Li-ion.

Notter *et al.* (Notter et al., 2010), Majeau-Bettez *et al.* (Majeau-Bettez et al., 2011) et Ellingsen *et al.* (Ellingsen et al., 2013) indiquent qu'il est important de considérer aussi les éléments auxiliaires du pack de batterie pour ce genre d'études. Par exemple, le système de management de la batterie (Battery Management System [BMS]), qui inclut du cuivre, cause des impacts environnementaux significatifs. Ellingsen *et al.* (Ellingsen et al., 2013) et le rapport de l'EPA (EPA, 2013) ont remarqué des impacts importants liés à la phase production des électrodes (cathode et anode), et spécialement lors de la production des matériaux actifs. Plus en détail, Ellingsen *et al.* (Ellingsen et al., 2013) et Zackrisson *et al.* (Zackrisson et al., 2010) sont d'accord sur l'importance des impacts générés par le solvant NMP utilisé pour produire les matériaux actifs des cellules.

Il est aussi important de noter que Dunn *et al.* (Dunn, Gaines, Sullivan, et al., 2012) et Ellingsen *et al.* (Ellingsen et al., 2013) sont en désaccord sur l'allocation relative au procédé de la chambre anhydre. Mais comme aucune des deux n'explique en détail comment cette assignation est faite, il est difficile pour le lecteur de se forger une opinion éclairée. Cela montre l'importance du besoin d'établir clairement les hypothèses qui sont considérées pour effectuer ces allocations.

¹ <https://greet.es.anl.gov/>

² <http://www.cse.anl.gov/batpac/index.html>

Comme les six études sélectionnées ne partagent pas les mêmes hypothèses ni sur l'unité fonctionnelle, ni sur les frontières, ni sur les objectifs, il est impossible de comparer en l'état les résultats obtenus.

Comme conclusion à cette partie sur l'interprétation des résultats d'ACV, nous soulignons le fait qu'il faut considérer plusieurs études pour connaître les principaux impacts environnementaux des batteries Li-ion – et des produits high-tech en général. Etant donné la divergence des résultats obtenus par chaque auteur, il ne suffit pas d'analyser une seule étude et il faut bien analyser l'ensemble des hypothèses et des éléments considérés pour obtenir les résultats.

2.2.7 Conclusions

La technologie de production des batteries semble être maintenant mature. Le cycle de vie des batteries peut être bien décrit, même si certains procédés sont encore en évolution. Différentes études ont déjà analysé les impacts environnementaux des packs de batterie Li-ion et cette section montre les différentes façons d'appliquer la méthodologie d'ACV et comment cela peut influencer significativement les résultats finaux.

Il est important de remarquer que les ACV peuvent fournir des nouveaux indicateurs pour guider la conception des batteries Li-ion à condition que celles-ci soient bien réalisées. Ce qui veut dire que :

1. L'unité fonctionnelle doit être bien définie,
2. Les frontières de l'étude comprennent tout le cycle de vie du produit, et surtout l'étape de fin-de-vie,
3. Les indicateurs d'impacts sont sélectionnés attentivement en relation avec les enjeux environnementaux concernés même si d'autres indicateurs doivent également être choisis pour éviter des transferts d'impacts,
4. La collecte de données est appropriée, avec des allocations claires,
5. L'interprétation des résultats est claire et les hypothèses bien définies,
6. Une analyse de sensibilité est souhaitable afin d'identifier avec précision les éléments (paramètres) contributeurs aux plus grands impacts.

| | <i>UF bien définie</i> | <i>Toutes les étapes du cycle de vie</i> | <i>Indicateurs d'impact adéquats</i> | <i>Collecte de données appropriée</i> | <i>Interprétation claire des résultats</i> | <i>Analyse de sensibilité</i> |
|---|---------------------------|--|--|---------------------------------------|--|-------------------------------|
| EPA (EPA, 2013) | km parcourus par véhicule | Incluses | Ok | Données primaires et secondaires | Incluse | Incluse |
| Majeau-Bettez <i>et al.</i> (Majeau-Bettez <i>et al.</i> , 2011) | 50 MJ | Pas de fin-de-vie | Ok | Données secondaires | Incluse | Incluse |
| Zackrisson <i>et al.</i> (Zackrisson <i>et al.</i> , 2010) | 10 kWh | Pas de fin-de-vie | Ok | Données secondaires | Incluse | Incluse |
| Dunn <i>et al.</i> (Dunn, Gaines, Sullivan, <i>et al.</i> , 2012) | kg de batterie | Incluses | Seulement énergie et GWP | Données secondaires | Incluse | Incluse |
| Notter <i>et al.</i> (Notter <i>et al.</i> , 2010) | Un pack de batterie | Incluses | Seulement ADP, demande accumulée d'énergie non-renouvelable, GWP | Données secondaires | Incluse | Incluse |
| Ellingsen <i>et al.</i> (Ellingsen <i>et al.</i> , 2013) | km parcourus par véhicule | Pas de fin-de-vie ni utilisation | Ok | Données primaires et secondaires | Incluse | Incluse |

Tableau 2.5. Bilan sur les études analysées

Le Tableau 2.6 et les analyses réalisées montrent qu'aucune des 6 ACV existantes, n'est suffisamment complètes ou détaillées pour être utilisée au niveau d'un projet de conception, la plus complète étant l'étude réalisée par l'EPA (EPA, 2013).

De plus, même si l'analyse de cycle de vie permet d'identifier les principaux éléments (paramètres clés) à l'origine des impacts environnementaux générés par le produit ou service étudié, rien n'est fait pour rendre ces résultats aisément exploitables dans un projet d'écoconception. Or, pour établir une stratégie d'écoconception, il est fondamental de déterminer ces paramètres clés et également de savoir comment ils évolueront lors des modifications faites lors de la conception (variations de composition chimique, de durée de vie, poids, etc.) et quelles sont les relations entre eux.

Ainsi, on peut conclure que même si les ACV peuvent être utilisées pour fournir aux concepteurs un groupe de paramètres de conception ciblés, afin de pouvoir les guider dans leurs efforts de réduction de l'empreinte environnementale du produit, elles ne constituent pas une méthode de conception *per se*. Une réflexion doit être menée pour intégrer ces informations dans les approches d'écoconception.

Dans la section suivante, nous allons présenter des méthodes d'intégration de contraintes/métiers/points de vue en conception et en particulier les approches qui permettent de créer du lien entre les acteurs du cycle de vie du produit.

3 Intégration des contraintes en conception de produit

Comme remarqué précédemment il ne suffit pas de réaliser une ACV pour intégrer l'expertise environnementale dans le processus de conception d'un produit (Millet, Bistagnino, Lanzavecchia, & Poldma, 2007). Sans une méthodologie bien établie les ACVs resteront un outil d'évaluation environnementale *a posteriori* et n'auront pas d'influence sur le produit parce que le processus de conception est déjà trop avancé. Il faut donc une méthode de conception qui puisse intégrer l'aspect environnemental avec le reste des enjeux du produit en cours de conception (qualité, coûts, esthétique, législation, performances, etc.).

Selon la nature des relations entre les acteurs participants à un projet de conception, deux types de processus de conception peuvent être distingués : la conception séquentielle et la conception intégrée (Figure 2.5).

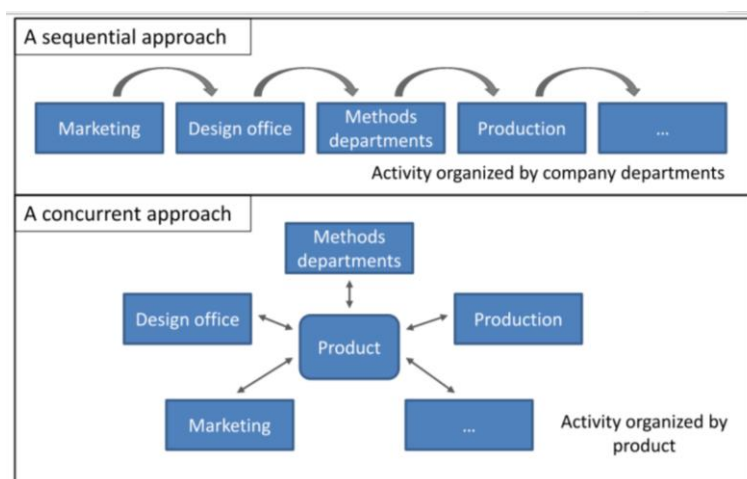


Figure 2.15. Comparaison entre la conception séquentielle, organisée autour des départements d'entreprise et la conception intégrée ou concurrentielle, organisée autour du produit (Dufrene, 2015).

3.1 Conception séquentielle

La conception séquentielle est une méthode de conception où chaque acteur intervient l'un après l'autre, linéairement. Les acteurs s'adaptent aux contraintes imposées par les acteurs précédents, comme l'illustre le schéma de la Figure 2.5. Dans cette structure organisationnelle quand une première version du plan de produit sort du bureau du concepteur vers le fabricant, celui-ci ajoute ses contraintes, qui doivent être validées à son tour par le concepteur. Si elles sont rejetées il faut recommencer la conception jusqu'à la validation du concept, dans une démarche itérative. Le dernier acteur (normalement le recycleur) doit s'adapter à l'ensemble des contraintes prescrites par ses collègues, qui peuvent avoir ignoré ou délaissé les contraintes de ce dernier acteur. Cela pourrait expliquer la mauvaise considération des enjeux de la fin-de-vie de certains produits (taux de collecte, taux de récupération de matériaux, impact environnemental, etc.), dont les produits high-tech sont un bon exemple.

La conception séquentielle a l'avantage d'être un processus simple. L'inconvénient est le temps de conception long, cher et inadéquat pour des produits complexes où il faut intégrer de nombreuses contraintes tout au long du cycle de vie, comme la construction d'un véhicule, qui doit prendre en compte plusieurs fonctionnalités et les contraintes de nombreux acteurs (Lonchamp, 2004).

Un exemple classique des inconvénients de la conception séquentielle est quand un fabricant reçoit du concepteur les plans d'un produit et qu'il ne peut pas le fabriquer à cause

d'une contrainte technique. Le concepteur refait les plans prenant en compte cette contrainte technique. Ce nouveau plan est accepté par le fabricant mais rejeté par le service financier du projet (contrainte économique). Par conséquent le concepteur refait encore les plans pour prendre en compte les deux contraintes, technique et économique. Cette démarche itérative impacte le temps de conception et les coûts.

Cette méthode de conception n'est pas adéquate pour l'intégration des contraintes environnementales dans un produit (Gaucheron, 2000). L'existence d'autres contraintes dites classiques (coûts, performances, qualité, etc.) laisse peu de marge d'action pour considérer cette expertise. En plus, si les questions environnementales sont intégrées à la fin de la conception il reste encore moins de marge d'action. Les itérations seraient à chaque nouvelle contrainte plus longue. 80% des impacts environnementaux d'un produit sont déterminés dans les premiers 20% du temps de sa conception (Figure 2.6) (Dufrene, 2015). Il faut donc considérer les contraintes environnementales dès le début de la conception (Gaucheron, 2000).

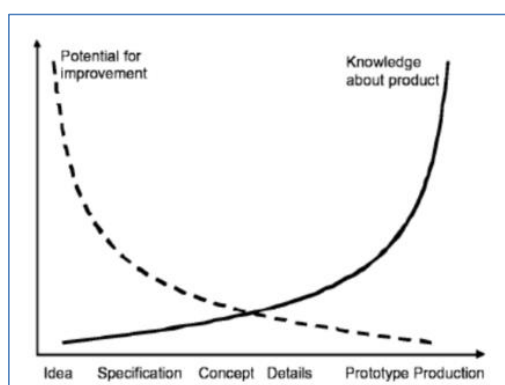


Figure 2.16. Potentiel d'amélioration environnemental (trait pointillé) et connaissances sur le produit (trait continu) durant la conception du produit. Source : (Dufrene, 2015) **d'après** (Hauschild, Jeswiet, & Alting, 2004; Hauschild, Wenzel, & Alting, 1999).

3.2 Conception Intégrée

La conception intégrée est une méthode de conception où toutes les caractéristiques du cycle de vie sont considérées simultanément (Prudhomme, 1999). Les acteurs expriment leurs contraintes et souhaits dès le démarrage du projet, quand toutes les modifications des plans sont encore possibles. Ils sont réunis autour d'un concepteur qui essaie de trouver un compromis pour parvenir à un intérêt commun. Ces contraintes incluent les contraintes classiques de la conception comme les fonctions primaires du produit mais aussi les contraintes esthétiques, d'assemblage, de recyclabilité, environnementales, etc. ((Dufrene, 2015) d'après (Sakai & Takata, 2012).

La conception est organisée autour du produit, contrairement à la conception séquentielle où le produit « suivait » les différents acteurs. Dans la conception intégrée ce sont les acteurs qui « vont » vers le produit (voir Figure 2.5).

L'avantage de la conception intégrée est la réduction des temps de conception par rapport aux méthodes séquentielles et son adéquation pour l'inclusion de nombreuses contraintes. Cependant cette méthode est plus complexe car elle nécessite la gestion d'un plus grand flux de données. Elle nécessite aussi de nombreuses négociations pour trouver un compromis final entre les intérêts individuels des acteurs et l'intérêt commun du projet.

Pour intégrer les aspects environnementaux dans la conception du produit, il est nécessaire de le faire dès les premières étapes de la conception. En effet au début, il n'y a

pas encore des décisions prises et les concepteurs ont plus de liberté d'action. La connaissance du produit à cette étape est faible mais cela offre la flexibilité nécessaire pour opérer des changements et incorporer des améliorations dans les produits. Cependant, plus le processus de conception avance, plus de décisions sont prises et moins il devient possible de changer le design du produit pour intégrer les contraintes environnementales, comme le montre la Figure 2.6 (Dufrene, 2015). Un exemple d'application de la conception intégrée est l'organisation de la conception par **plateaux projet** : un groupe de personnes sont amenées à se réunir afin de participer en même temps aux discussions des compromis et aux choix de conception sur un projet particulier. Cela évite alors qu'une d'entre elles ne se rende pas compte trop tard que de son point de vue les solutions adoptées ne sont pas viables ou qu'elle aurait pu apporter une « meilleure » solution. Pour la conception de la Renault Clio II dans les années 90, Pierre Beuzit, ancien directeur de projet, a réuni dans une immeuble environ 600 personnes (Roucoules, 1999).

Avec la conception intégrée le concepteur a une vision globale du produit. Par conséquent, il a une meilleure compréhension des intérêts et contraintes de chaque acteur (autrement dit, de chaque étape de vie). De même, les acteurs auraient aussi une vision globale du produit grâce à la compréhension des points de vue de leurs homologues. Cette vision globale est acquise grâce à des outils qui utilisent un *langage universel*, compréhensible par tous les acteurs, qui *traduit* les contraintes individuelles, exprimées dans un *langage vernaculaire*, propre à chaque acteur (Gaucheron, 2000).

Par exemple, un électricien utilise des concepts techniques et le jargon propre à sa culture métier – un langage vernaculaire –, incompréhensible aux étrangers à son domaine. Pour traduire les différents langages vernaculaires on peut utiliser un grand nombre d'outils, comme des représentations 3-D du produit, des schémas de flux de matière et d'énergie, des graphiques, etc. Quand tous les acteurs comprennent, grâce à ces outils de langage universel, la coopération entre acteurs est plus facile.

La « pression de fermeture des matrices » est une expression propre au métier de la forge, que les autres acteurs ne sont pas supposés comprendre ; il s'agit de langage vernaculaire. Par contre, une expression connue par tous les acteurs, qui utilisent un langage universelle, est l'entité « cylindre » ; tous les acteurs ont des connaissances géométriques et morphologiques basiques pour comprendre la signification de ce terme (Gaucheron, 2000).

Pour résumer, **la conception intégrée se présente comme une méthode candidate pour inclure les contraintes environnementales** dans le processus de conception (Dufrene, 2015; Rio, 2012). Elle peut aussi intégrer d'autres contraintes ou domaines d'expertise, comme les aspects liés à la fin-de-vie, ainsi que les autres contraintes de conception dites classiques.

Dans le cadre de la problématique de cette thèse, nous allons nous appuyer sur la conception intégrée pour intégrer les paramètres clés de la conception d'un produit, obtenus à l'aide des ACV, dans le processus de conception. L'objectif est de donner une « vision environnementale » du produit aux acteurs du processus de conception ainsi que des outils pour les aider à identifier les bons leviers permettant d'améliorer le produit sur le plan environnemental.

Dans les sections suivantes se présenteront les différents outils et modèles propres à la conception intégrée qui peuvent être utiles pour inclure les aspects environnementaux et les contraintes des acteurs du cycle de vie dans l'ensemble de contraintes « classiques » des processus de conception.

3.2.1 Outils d'intégration

Nous avons passé en revue les outils d'intégration proposés dans la bibliographie avec leurs particularités et leurs applications spécifiques. Il existe un grand nombre d'outils mais nous nous intéressons seulement à ceux capables de prendre en compte à la fois :

- **Les contraintes environnementales** (indicateurs environnementaux judicieux, méthodes de calcul appropriés, frontières de l'étude, unité fonctionnelle, etc. ; voir section 2.2.5).
- **Les contraintes de tous les acteurs**, spécifiquement celles du recycleur. Ces contraintes (d'ordre technique, économique, performance, etc.) doivent être compréhensibles par le reste d'acteurs afin de faciliter une collaboration inter-métier (la collaboration commence par la compréhension du point de vue des autres métiers).
- **Les caractéristiques propres au cycle de vie des produits high-tech**. Les transferts d'impacts entre les étapes du cycle de vie des produits high-tech sont courants, du fait de l'usage de matériaux et technologies variés. Ainsi les relations entre les acteurs de ces phases de cycle de vie changent fortement dès lors que certains paramètres de conception évoluent (voir section 2.2.2). L'outil doit être capable de représenter cette évolution rapide : c'est-à-dire il doit être **agile**.

Parmi les outils d'intégration préconisés, on peut s'intéresser aux 3 catégories suivantes, qui permettent :

1. **Le partage d'information**. L'objectif est de faciliter la collaboration entre acteurs (afin que leurs contraintes soient prises en compte) grâce à des outils de communication. Ces outils sont adéquats pour intégrer des connaissances que les acteurs ont déjà (avant d'utiliser ces outils) mais qu'ils ne partagent pas parce qu'ils travaillent séparément ; ce sont des outils pour faciliter la communication et la compréhension des contraintes inter-métiers.

Cependant quand il s'agit d'intégrer un « nouvel » enjeu dans la conception, un enjeu qui n'est pas connu par les acteurs, comme par exemple, le cas des impacts environnementaux, cette solution n'est pas adéquate ; les acteurs ne peuvent pas partager des connaissances qu'ils n'ont pas, il faudrait d'abord s'instruire sur ce nouvel enjeu.

2. **L'inclusion d'un nouvel acteur « expert »**. Quand il s'agit d'intégrer un nouvel enjeu dans la conception, enjeu inconnu par les acteurs « classiques » du processus de conception, une option est d'inclure au sein de l'équipe de conception un nouvel acteur expert sur cet enjeu. Ce nouvel acteur peut être un consultant extérieur, par exemple un expert en environnement. Ainsi, l'expert en environnement peut signaler les paramètres à l'origine des impacts environnementaux (grâce à une ACV par exemple), et va chercher à faire prendre en compte ces impacts au moment de la conception en parallèle des autres contraintes (techniques, normatives, économiques, etc.).

3. **La formation des acteurs**. L'objectif est que les acteurs acquièrent ou comprennent les contraintes d'autrui en augmentant leurs connaissances individuelles du cycle de vie du produit. Pour collaborer afin d'intégrer les

contraintes de tous les acteurs, il ne suffit pas d'utiliser des outils de communication ; les acteurs pourraient communiquer sans comprendre vraiment. Cette catégorie d'outils propose donc une formation sur les enjeux des autres acteurs ou sur de nouveaux enjeux (au moins, les bases nécessaires pour faciliter la communication entre acteurs et par conséquent, faciliter la collaboration).

La **méthode Synergico** (Evrard, Brissaud, & Mathieux, 2013) est une démarche d'écoconception qui regroupe différents acteurs afin qu'ils collaborent dans le but d'améliorer l'efficacité énergétique des dispositifs électroniques — il s'agit d'une « stratégie de partage d'information ». Malheureusement cette méthode n'est pas adaptée à la problématique des produits high-tech, parce qu'elle est centrée exclusivement sur la phase d'utilisation.

Rio (Rio, 2012) propose une méthode de conception pour l'intégration des contraintes environnementales dans « n'importe quel contexte du projet de conception ». Elle propose une méthode pour que « les acteurs puissent collaborer efficacement, par des échanges d'informations et de connaissances, supportés et intégrés d'une manière adaptée, avec le métier d'expert en environnement ». Cette méthode permet l'intégration des contraintes environnementales au sein de la conception, grâce à l'inclusion d'un expert en environnement (stratégie « inclusion d'un nouvel acteur »), mais ne considère pas l'intégration des enjeux des acteurs, autres qu'environnementaux.

Enfin l'outil proposé par **Dufrene** (Dufrene, 2015) est une plateforme collaborative qui permet d'intégrer plusieurs outils – chacun de ces outils étant relatif à une étape du cycle de vie ou à un enjeu en particulier, comme les impacts environnementaux — dans le même *espace de travail* ; les acteurs du cycle de vie sont ainsi inclus dans le processus de conception.

Cet outil, malgré l'inclusion de tous les acteurs (y compris le recycleur) et des enjeux environnementaux (stratégies « partage d'information » et « formation des acteurs »), n'est pas adapté pour représenter les caractéristiques propres au cycle de vie des produits high-tech.

- La plateforme collaborative proposée utilise un « outil d'orientation » pour aider l'équipe de conception à prendre des décisions. Il est **basé sur l'expérience d'autres cas d'études** (versions précédentes du produit ou produits similaires). Cet outil ne serait pas adéquat pour des produits high-tech parce qu'ils n'existent pas forcément de produits de référence ou d'expérience sur ces nouvelles technologies.
- Les **acteurs renseignent leurs produits** sur une plateforme web (GENESI) avec des bases de données génériques. Il est peu probable que les matériaux/composants des produits high-tech (terres rares, nouvelles technos, etc.) puissent être correctement renseignés sachant qu'il n'y a pas une base de données spécifique pour ces matériaux/composants, ou en tout cas, pas suffisamment large comme peut l'être Ecolnvent ou d'autres base de données généralistes.
- Dans la plateforme collaborative proposée, d'après les conclusions de Dufrene, la **communication entre les différents outils** n'était pas aussi fluide que souhaité. Pour représenter des produits high-tech il y aurait une difficulté additionnelle parce qu'il faudrait une communication entre outils très agile pour permettre de

représenter rapidement l'évolution du cycle de vie lors de la modification de certains paramètres de conception

Gaucheron (Gaucheron, 2000), propose lui un **modèle produit**. Il s'agit d'un outil qui permet d'intégrer les différents acteurs du cycle de vie, en les faisant collaborer grâce à une compréhension des contraintes des autres acteurs (contraintes techniques, économiques, normatives, etc.). Il s'agit donc d'une stratégie de « formation des acteurs ». Cet outil ne comprend pas l'ensemble des enjeux environnementaux, mais grâce à la nature de sa structure il semble être un bon candidat pour adresser la problématique de cette thèse. Les contraintes environnementales et les caractéristiques des produits high-tech pourraient y être intégrées après une adaptation de cet outil. C'est ce modèle que nous allons détailler dans la section suivante.

3.2.2 Outil d'intégration : le modèle produit

Un **outil d'intégration** intéressant dans le cadre de la conception intégrée est le **modèle produit** (MP). Il s'agit d'une représentation graphique, permettant de visualiser le produit en cours de conception, les liens entre les paramètres du produit et les relations entre les acteurs métiers du cycle de vie du produit. « La notion de modèle produit résulte de la volonté de manipuler le produit en cours de conception par un modèle d'information » (Gaucheron, 2000). L'objectif du modèle produit est l'intégration des connaissances des différents acteurs du cycle de vie lors de la conception en essayant d'apporter à chaque acteur « l'ensemble des données pouvant à la fois le concerner et celles relatives au cycle de vie complet du produit à concevoir, lui permettant alors d'intervenir avec un niveau de connaissance maximal » (Gaucheron, 2000). Son objectif est de structurer les données pour obtenir les relations inter-métiers qui sont primordiales dans la conception d'un produit (Roucoules, 1999).

Le modèle produit est donc composé d'un modèle de connaissances qui s'inscrit dans un modèle de données (Figure 2.7) (Pimapunsri, 2007).

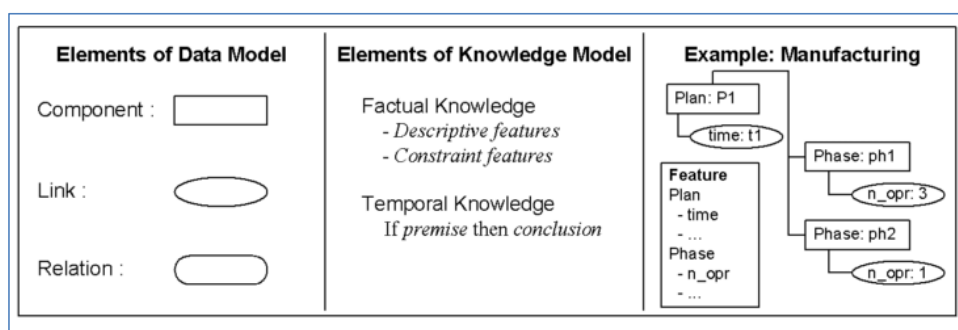


Figure 2.17. Structure du modèle produit, composé d'un modèle de connaissances (*knowledge model*) inscrit dans un modèle de données (*data model*). (Pimapunsri, 2007).

3.2.2.1 Modèle de connaissance

Le modèle de connaissance permet aux acteurs d'exprimer leurs connaissances sur le produit, leur « point de vue », c'est-à-dire de définir l'information relative au produit pendant la conception, avec leur vocabulaire et à leur manière (langage vernaculaire). Pour faciliter la compréhension entre les acteurs — et pour intégrer tous les « points de vues »- il

faut des méthodes pour traduire chacun des langages vernaculaires de chaque acteur en un langage universel, compréhensible par tous, afin de favoriser les interactions entre les différents acteurs.

Le modèle de connaissances peut être divisé en deux catégories : connaissance factuelle et connaissance temporelle :

Les connaissances factuelles décrivent les caractéristiques du produit et les contraintes entre ces caractéristiques, avec un vocabulaire spécifique à chaque acteur (langage vernaculaire) (Pimapunsri, 2007). Par exemple, des connaissances factuelles pour décrire le produit « chaise », ce sont le dossier, le siège et des pieds. La masse et la longueur sont déterminées et il existe une contrainte : que la longueur de tous les pieds soit la même.

Les connaissances temporelles sont représentés par des règles de production : « Si (condition) alors (conclusion) » (Pimapunsri, 2007 d'après (Tichkiewitch 2002)). La condition est une proposition logique qui tient compte de l'état d'une ou de plusieurs caractéristiques du produit. Les conclusions peuvent définir des caractéristiques ou le démarrage d'un procédé spécifique. Les connaissances temporelles renforcent et favorisent la collaboration entre les acteurs. Un exemple de connaissance temporelle est, si le produit en question a une masse supérieure à 1 kg, le processus de recyclage est de type A, mais si la masse est inférieure à 1 kg le recyclage est de type B. Dans cet exemple le recycleur et le fabricant (celui qui détermine la masse du produit) sont invités à collaborer ; ils ont un intérêt en commun (la masse du produit).

3.2.2.2 Modèle de données

Le modèle de données est nécessaire pour que les acteurs puissent exprimer leurs connaissances. Le modèle de données décrit la structure du modèle produit et il est associé au modèle de connaissances. Il est considéré comme un squelette qui sert de support aux descriptions du produit. Il est composé de trois types d'objets : composant, lien et relation (Figure 2.8) (Pimapunsri, 2007) d'après (Chapa, 1997).

- Un composant représente la description d'un produit, d'une de ses caractéristiques.
- Un lien est l'association entre plusieurs composants ; autrement dit, entre plusieurs caractéristiques du produit.
- Une relation est la connexion entre plusieurs liens. Il s'agit d'une contrainte entre ces liens.

Pour illustrer ces concepts on peut reprendre l'exemple de la chaise. Les « composant » seraient le dossier, le siège et les quatre pieds de la chaise. Les « liens » ce sont les caractéristiques de ces « composants », dans l'exemple seraient la masse et la longueur. Et une « relation » peut être établie entre les « liens » des pieds : que la longueur des quatre pieds soit égale.

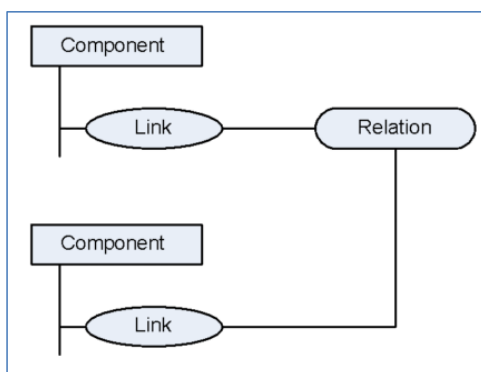


Figure 2.18. Représentation graphique du modèle de données. (Pimapunsri, 2007).

3.2.2.3 Modèle produit et intégration des impacts environnementaux en conception

Le modèle produit a été créé pour intégrer les connaissances des acteurs afin d'améliorer la conception du produit (Pimapunsri, 2007). Sa structure permet de représenter de façon adéquate des produits complexes, où il y a différents types de contraintes de conception et plusieurs acteurs impliqués.

Les MP pourraient *a priori* être un bon candidat pour traiter la problématique des produits high-tech, en faisant quelques légères modifications de leur structure :

- Les enjeux considérés sont des enjeux classiques de la conception (coûts, qualité, performance, etc.) ; les enjeux environnementaux ne sont pas pris en compte. Cependant les enjeux environnementaux seraient facilement intégrables, en modifiant le modèle de données (il s'agit d'inclure une contrainte supplémentaire à celles dites classiques). Par conséquent le modèle produit devrait être capable de mieux mettre en évidence les paramètres à l'origine des principaux impacts environnementaux.
- D'autre part, les particularités des produits high-tech ne sont pas représentées. La modification des étapes de cycle de vie des produits high-tech — et par conséquent aussi des relations entre acteurs — changent fortement lors de la modification de certains paramètres très concrets. Néanmoins le modèle produit pourrait s'adapter pour prendre en compte les caractéristiques spécifiques à ces paramètres très particuliers.

On peut donc penser que le modèle produit se présente comme un bon outil candidat pour intégrer l'ensemble d'acteurs — et notamment le recycleur — et les contraintes environnementales lors de la conception.

Cependant, comme nous l'avons souligné à la fin de la section 2.2.2 de ce chapitre, chaque étape de cycle de vie et les relations entre ces étapes (relations entre acteurs) sont importantes et de fortes variations d'impacts peuvent avoir lieu suite à la modification des paramètres de conception des produits high-tech (variation de la technologie dans le cas de batteries Li-ion, utilisation de matériaux rares, etc.). Ainsi, même si le point de vue de chaque acteur est pris en considération (recueil de bases de données, contraintes, etc.), l'évolution des liens entre les acteurs n'est pas représentée. Les modèles-produits semblent

plutôt conçus pour des produits conventionnels où, dans le cadre d'une conception routinière, l'évolution de ces relations est peu probable (voir section 1.3 du Chapitre 1).

Ainsi, il faudrait adapter les modèles-produit existants pour que les contraintes environnementales et les caractéristiques spécifiques aux produits high-tech soient prises en compte. Autrement dit, il est nécessaire de mettre en place un **modèle produit agile** qui puisse tenir compte de ces évolutions tout au long du cycle de vie au cours de la conception des produits high-tech.

3.3 Conclusions sur l'intégration des impacts environnementaux en conception

L'intégration de l'expertise environnementale dans le processus de conception doit se faire suivant une approche de conception intégrée. Ce type de conception, en opposition à la conception séquentielle (la conception traditionnelle) vise à intégrer les différentes contraintes (qualité, performances, coûts, esthétique, ergonomie, etc.) dès le début de la conception. Les contraintes environnementales et de la fin-de-vie peuvent ainsi être considérées au même moment que les autres types de contraintes.

Des outils tels que les modèles-produits sont adéquats pour l'intégration des contraintes environnementales dans le processus de conception. Grâce à leur structure ils permettent l'intégration de différents domaines d'expertise – des contraintes classiques de la conception (coûts, qualité, performance, etc.) – et l'intégration des contraintes et connaissances propres aux acteurs du cycle de vie. Mais ils n'ont été que peu ou pas éprouvés dans des contextes d'écoconception ou de conception pour la fin de vie. Jusqu'à présent, ils ont plutôt été centrés sur l'étape de fabrication avec des contraintes « classiques » de conception (coûts, qualité, performance, etc.). En plus, ils ne permettent pas de suivre l'évolution des relations entre acteurs lorsque des transferts d'impacts se produisent, ce qui est fréquent dans le cas des produits high-tech (technologie du produit, matériaux rares, etc.).

Pour cette raison, nous pensons qu'il est nécessaire d'adapter les MP pour l'étude des produits high-tech afin de mieux considérer les aspects environnementaux et de fin-de-vie

4 Constats sur la prise en compte de la problématique des produits high-tech dans la bibliographie

L'étude de la bibliographie montre que la problématique associée aux produits high-tech traitée dans cette thèse a déjà été abordée, au moins partiellement, par plusieurs auteurs. Les impacts environnementaux ont été étudiés par différents auteurs avec des résultats divergents mais avec des grandes idées en commun (bénéfice du recyclage, impact de métaux lourds, etc.). Les études montrent aussi les tentatives faites pour intégrer ces connaissances environnementales et la fin-de-vie dans la conception. Il existe ainsi de nombreux outils mais qui ne sont pas utilisés.

Par conséquent, nous pensons que la solution la plus adéquate pour adresser la problématique doit être « *une méthode de conception qui conjugue à la fois l'intégration des enjeux environnementaux et des contraintes des acteurs – notamment celles du*

recycleur — ainsi que de la compréhension de l'évolution des relations entre les acteurs tout au long de la vie du produit. »

Intégration des enjeux environnementaux

La dimension environnementale doit être prise en compte dès le début de la conception du produit. Il faut considérer tout le cycle de vie, du berceau à la tombe, sans délaissier la partie fin-de-vie. Ceci est d'autant plus important pour les produits high-tech dont la fin-de-vie est responsable d'une grande quantité d'impacts.

Mais les analyses de cycle de vie identifiées dans la bibliographie montrent des lacunes — méthodologies différentes, résultats divergents, etc. ce qui ne permet pas de relever les paramètres de conception à l'origine des principaux impacts environnementaux.

Il nous faut donc d'abord obtenir **les connaissances environnementales adéquates et ensuite les intégrer dans un modèle produit adapté, qui puisse les prendre en compte.**

Intégration des acteurs dans la conception

En parallèle à l'intégration des aspects environnementaux il faut intégrer les contraintes des acteurs dans la conception. Quand on considère l'ensemble du cycle de vie — par exemple grâce aux modèles-produits — on peut comprendre les points de vue des acteurs. Chaque étape de vie correspond à un acteur (ou à un groupe d'acteurs).

L'absence de considération adéquate de la fin de vie des produits high-tech semble être causée par la méconnaissance des contraintes du recycleur. Ces contraintes ne sont pas exclusivement environnementales mais aussi économiques, techniques, etc. Dans certains cas, le recyclage des produits high-tech est non-viable à cause de sa faible rentabilité et pas pour des contraintes techniques.

Les modèles-produit ne prennent pas en considération l'étape de fin-de-vie des produits, ils sont plutôt centrés à l'étape de fabrication. Il faudrait donc **un modèle produit adapté pour inclure les contraintes et connaissances de l'acteur recycleur.**

Compréhension des relations entre acteurs

Auprès des produits high-tech, l'importance des étapes du cycle de vie et des relations entre ces étapes (relations entre acteurs) varient fortement lors de la modification de certains paramètres de conception très concrets (technologie, matériaux rares, etc.).

Les modèles-produits actuels ne représentent pas l'évolution de ces relations ; ils sont conçus pour représenter des produits traditionnels où les modifications apportées aux nouvelles versions du produit au cours de la conception (conception routinière) ne changent guère leur cycle de vie. Par contre chez les produits high-tech à chaque nouvelle version du produit les modifications sont majeures (modification technologique), restructurant ainsi le cycle de vie à chaque fois. D'où la nécessité d'avoir **un modèle produit adapté, qui puisse prendre en compte les modifications de relations entre les acteurs.**

Chapitre 3

Proposition d'un modèle produit pour l'écoconception des produits high-tech

"On veut la canne à pêche et pas le poisson"
Guillaume Mandil, pêcheur d'idées.

1 Introduction

L'analyse du contexte et l'état de l'art nous ont permis de montrer que les produits high-tech avaient des impacts environnementaux assez élevés du fait de moyens de production énergivores, de l'usage de matériaux critiques et/ou matériaux toxiques. En fin de vie, la présence de ces produits est de plus en plus forte. Dans le cas des batteries pour véhicules électriques, ceci est lié inévitablement à :

- la hausse des ventes de véhicules électriques,
- des technologies toujours plus performantes dont les consommateurs veulent bénéficier au plus vite, au détriment des solutions qu'ils possèdent,
- des performances attendues élevées, rendant rapidement les produits obsolètes sur le plan fonctionnel.

Or, si de plus en plus de ces produits sont développés, fabriqués et consommés, les considérations portant sur leur fin de vie sont souvent négligées. Les filières de recyclage se mettent en place tardivement, utilisent des procédés peu performants et les contraintes de recyclage ne sont pas intégrées en conception.

Avec l'objectif de diminuer les impacts environnementaux des produits high-tech et en particuliers ceux des batteries, nous proposons de mettre en place un modèle produit qui prend en compte les contraintes environnementales du cycle de vie (CdV) et les options de fin de vie. L'idée est d'aider les concepteurs à identifier les conséquences de leurs choix de conception pour mobiliser les bons acteurs du CdV afin de diminuer les impacts environnementaux liés à ces choix.

2 Caractéristiques des paramètres de conception

Avant rentrer dans la proposition d'un outil d'écoconception il est nécessaire définir certaines caractéristiques de paramètres de conception. Un **paramètre de conception** est une donnée considérée comme essentielle pour comprendre les caractéristiques d'un produit en cours de conception. Quelques exemples de paramètres concernent la géométrie du produit, la durée de vie du produit, un procédé d'obtention particulier, la matière de fabrication, etc. La modification de ces paramètres entraîne la modification du système et de la solution finale (voir section 2.2.2 du Chapitre 2).

D'un point de vue pratique, parmi les très nombreux paramètres de conception d'un produit seule une sélection réduite est intéressante pour le concepteur. Nous nous sommes interrogés sur les caractéristiques de ces paramètres vraiment intéressants utiles lors de l'écoconception. A cet effet nous avons défini plusieurs caractéristiques pour les paramètres de conception.

2.1 Définition des caractéristiques des paramètres de conception

Les paramètres de conception sont à l'origine d'impacts environnementaux. Parmi ces impacts, certains sont plus élevés que d'autres : c'est ce que l'on appelle les hotspots. Ainsi, les paramètres à l'origine de ces hotspots seront appelés les paramètres clés. Si l'on veut diminuer les hotspots, il va donc falloir modifier les valeurs de ces **paramètres clés**.

Or, parmi les paramètres de conception, il y a ceux qui peuvent être aisément modifiés dans la pratique, car maîtrisés par les concepteurs et d'autres qui sont difficilement modifiables. Les acteurs du cycle de vie du produit – producteurs de matières, fabricants, utilisateurs, recycleurs, etc. – ont dans la pratique un pouvoir d'action limité, et ne peuvent modifier qu'une partie de l'ensemble de paramètres de conception. Nous avons appelé ces paramètres les **paramètres modifiables**.

Parmi les paramètres modifiables, certains seront aussi des paramètres clé. Comme représentés sur la Figure 3.1, ce groupe de **paramètres à la fois modifiables et clés** est souvent réduit. Mais ils sont d'une importance capitale en écoconception. Il s'agit de paramètres qui vont fortement influencer les impacts environnementaux du produit et sur lesquels les concepteurs ont un pouvoir d'action. Les efforts pour améliorer la performance environnementale du produit doivent être concentrés davantage sur ces quelques paramètres.

Prenons l'exemple d'une batterie Li-ion. Les impacts relatifs au cuivre figurent parmi les *hotspots* environnementaux parce qu'ils sont élevés comparés aux autres impacts et ceci pour plusieurs indicateurs environnementaux (Dunn, Gaines, Sullivan, et al., 2012; Ellingsen et al., 2013; Notter et al., 2010). Le choix du mix énergétique de la fabrication du cuivre et la quantité d'énergie requise dans la fabrication des composants en cuivre, induisent des impacts élevés. Ainsi, à l'origine des impacts il y a des paramètres clés mais qui ne sont pas tous des paramètres modifiables. Le mix énergétique d'une région est difficilement modifiable par le concepteur. Il serait plus facile de changer le lieu de production des batteries que de modifier le mix énergétique local. Par contre la quantité de cuivre ou la quantité d'énergie requise dans la fabrication sont des paramètres potentiellement modifiables par les acteurs du cycle de vie. Donc les efforts d'amélioration des performances environnementales doivent être concentrés plutôt sur ces paramètres clés et modifiables.

Il existe aussi une autre caractéristique importante des paramètres de conception. Un **paramètre partagé** est d'intérêt pour plus d'un acteur. Plusieurs acteurs peuvent être intéressés par la même caractéristique du produit, par exemple le recycleur et le fabricant peuvent s'intéresser en même temps aux matériaux de fabrication du produit pour différentes raisons (économiques, normatives, performance, etc.). Dans le modèle produit les paramètres partagés sont représentés par des « relations » sous la forme d'un trait rouge. Ces relations expriment une contrainte entre liens (entre caractéristiques du produit) présents dans différentes vues. Les relations qui touchent un lien de la vue « environnement » seront représentées en trait pointillé bleu, afin de bien les différencier.

Les paramètres partagés sont modifiables par un seul acteur mais leur modification peut faire l'objet d'un compromis avec tous les autres acteurs intéressés. En effet, leur évolution peut influencer à la fois positivement et négativement les intérêts des acteurs en lien avec le paramètre. Ainsi, les paramètres clés modifiables et partagés doivent évoluer en faisant attention à l'ensemble des acteurs reliés, afin de ne pas négliger les contraintes de l'ensemble des acteurs impliqués. Pour connaître l'acteur qui peut modifier le paramètre partagé il suffit d'identifier, dans le modèle produit, à quelle vue métier appartient le paramètre en question.

L'ignorance de certaines de ces relations pourrait expliquer le fait que l'étape de fin-de-vie des produits high-tech soit négligée dans le processus de conception. Une grande partie des paramètres de cette étape sont partagés avec le fabricant ou d'autres acteurs (matériaux de fabrication, morphologie du produit, substances dangereuses, etc.) et le

recycleur ne peut pas les modifier directement. Par conséquent le recycleur doit accepter les modifications des autres acteurs. Il doit subir les contraintes imposées sans qu'il ne puisse rien faire à cet égard. Par exemple, dans le cas des batteries Li-ion, le recycleur s'intéresse au matériau actif cathodique, de même que le technologue (vue composants). C'est un paramètre partagé mais seulement modifiable par le technologue. La valeur de ce paramètre conditionne fortement la rentabilité (coûts et revenus) de l'activité du recycleur ainsi que le respect de la directive européenne. Le modèle produit permet de montrer l'existence de cette connexion entre acteurs à travers les paramètres partagés afin de favoriser une collaboration entre ces acteurs – dans l'exemple précédent, la collaboration entre le recycleur et le technologue pourrait présenter des avantages communs, en appliquant par exemple le principe de la « conception pour le recyclage » (*design for recycling*) ou la mise en place d'un recyclage en boucle fermée (*closed-loop recycling*).

Les paramètres qui sont **à la fois clés, modifiables et partagés** sont encore plus importants pour l'écoconception. Avec ce type de paramètres le concepteur peut maîtriser les impacts environnementaux ainsi que les relations entre les acteurs. Dans la démarche d'écoconception le concepteur doit être attentif à la présence de ce type de paramètres parce qu'en essayant de réduire les impacts environnementaux – en faisant varier les valeurs prises par ce type de paramètre – il peut nuire accidentellement aux intérêts des autres acteurs impliqués (les acteurs qui partagent le paramètre).

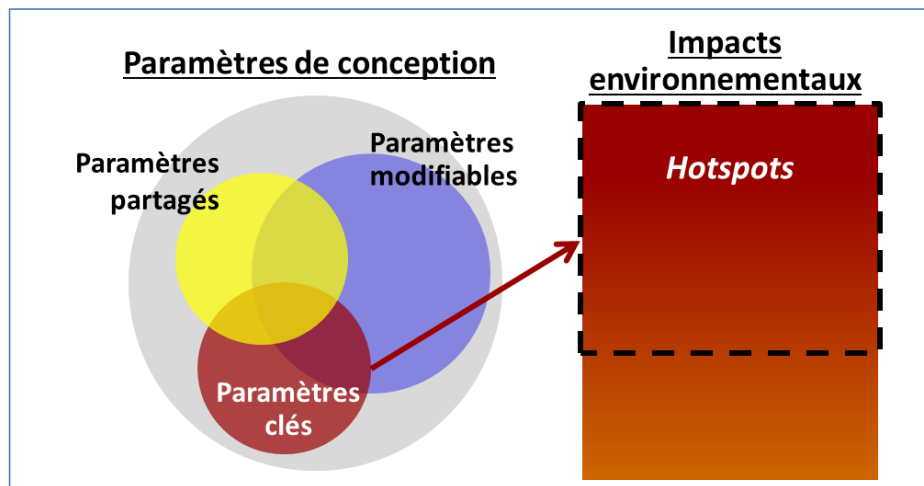


Figure 3.1. Les caractéristiques des paramètres de conception.

2.2 Mise en évidence des caractéristiques de paramètres

2.2.1 Paramètres Clés

Les étapes pour mettre en évidence les paramètres clés consistent en la réalisation d'une analyse environnementale puis en l'analyse des *hotspots* environnementaux pour découvrir les paramètres de conception à l'origine des impacts. Nous utiliserons prioritairement les Analyse de Cycle de Vie mais d'autres méthodes permettent d'obtenir ces éléments : ACV simplifiés, extrapolation d'ACV de produits similaires ou même l'expérience pratique.

L'ACV a été retenue pour nos travaux de thèse, car elle prend en compte tout le cycle de vie avec une vision multi-indicateurs qui nous permet de comparer/valider nos résultats d'analyse avec ceux de la littérature.

2.2.1.1 Construction de l'ACV pour l'identification des Paramètres Clés

Comme il a été dit dans la section 2.2.7 du Chapitre 2, les ACV peuvent être utiles dans la conception d'un produit high-tech si ces analyses sont réalisées adéquatement. Autrement dit, pour qu'une ACV soit utilisable pour identifier des paramètres clé il faut que ces ACV respectent les points suivants :

1. **L'unité fonctionnelle est bien définie.** La première étape de l'ACV consiste à définir l'objectif de l'étude et à établir une **unité fonctionnelle**. L'objectif de l'ACV est donc ici de relever les paramètres du produit à forte répercussion environnementale. Il faut d'abord connaître les impacts environnementaux du produit pour ensuite trouver les paramètres à leur origine. **L'unité fonctionnelle** est conditionnée par l'objectif de l'étude. Elle décrit le service rendu par le produit en question. Il est recommandé d'utiliser des unités fonctionnelles comparables aux travaux de la littérature, afin de valider les résultats. Quand il s'agit de produits high-tech, ou de produits innovants, la difficulté principale est liée au fait qu'il y a peu d'ACV publiées et donc peu de références. Il s'agit alors de bien documenter ses choix.
2. **Les frontières de l'étude comprennent tout le cycle de vie du produit, et spécialement l'étape de fin-de-vie.**
3. **Les indicateurs d'impacts** sont sélectionnés attentivement en relation avec les enjeux environnementaux concernés même si d'autres indicateurs doivent également être choisis pour éviter des transferts d'impacts.
4. **La collecte de données est appropriée,** avec des allocations claires. Pour les **données d'inventaire** il est recommandé d'utiliser des données primaires afin d'atteindre un degré de certitude adéquat. Quand ce n'est pas possible, il est classique d'utiliser des données secondaires issues de la bibliographie ou d'hypothèses de travail. Les produits high-tech emploient souvent des technologies nouvelles qui ne sont pas encore tellement renseignées au niveau documentaire. Quand cela arrive on peut utiliser des données provenant de produits similaires, extrapoler des données d'autres industries, etc. Par exemple la consommation énergétique de certains traitements est parfois omise pour préserver la confidentialité de nouvelles activités industrielles. Dans ce cas, il faut trouver de traitements *a priori* similaires et extrapoler leurs consommations énergétiques pour le projet en cours. L'objectif de l'étude permet également de définir quelles parties du produit ou étapes de sa vie sont à renseigner de façon détaillée. Dans notre cas, un focus doit être réalisé sur les phases de fin-de-vie parce qu'elles sont au cœur de la problématique des produits high-tech.
5. **L'interprétation des résultats est claire et les hypothèses bien définies.** Dans cette étape de l'ACV nous allons chercher à approfondir l'analyse jusqu'à trouver les paramètres –les composants ou procédés—à l'origine des impacts principaux : les *hotspots*. Il s'agit donc d'adapter le niveau d'analyse des impacts en réalisant des **analyses partielles** du produit, sur un composant ou une étape de vie spécifique. Dans notre cas d'étude nous avons étudié la batterie Li-ion

dans son ensemble et détaillé plus spécifiquement la partie fabrication et la fin-de-vie ; nous avons étudié également de façon isolée les sous-composants de la cellule Li-ion par exemple.

6. Une analyse de sensibilité est souhaitable afin d'identifier avec précision les paramètres clés. Cette étape consiste à faire varier les paramètres de conception et à observer l'évolution des impacts environnementaux. Elle nous aide à connaître la nature des paramètres et la sensibilité des impacts face aux variations des paramètres. Cette étape est importante quand on veut discerner quels sont les paramètres les plus judicieux à modifier pour atteindre un objectif environnemental. Elle nous oriente sur la nature des efforts à réaliser pour modifier les impacts.

Comment identifier un hotspot :

La distinction entre un impact ordinaire et un *hotspot* est subjective et nuancée. Dans les lignes suivantes nous avons réuni plusieurs critères pouvant amener à considérer qu'un impact est un *hotspot*. Plus l'impact satisfait ces critères, plus il est probable que l'impact en question soit un *hotspot*. Ces critères de sélections sont subjectifs et il peut y en avoir d'autres qui servent au même objectif. Ceux-ci sont ceux que nous avons utilisés :

a) Le poids relatif de l'impact

Un impact environnemental peut être un *hotspot* quand il a un grand poids relatif dans l'ensemble des impacts (participation dans l'ensemble des impacts du produit analysé). Par exemple, si l'on regarde l'indicateur GWP associé à un produit et que le mix énergétique induit 30% de l'indicateur GWP alors que les autres composants n'induisent que 5 à 10% de l'indicateur GWP, alors on peut en déduire que le mix énergétique est susceptible d'être un *hotspot* environnemental.

b) Présence dans plusieurs indicateurs d'impact

Le produit (produit/service) à l'origine de l'impact a une répercussion dans plusieurs indicateurs. On reprend l'exemple précédant où le mix énergétique avait une forte influence sur le GWP. Il est possible que ce mix énergétique amène aussi des impacts sur d'autres indicateurs comme l'atteinte à la couche d'ozone, l'acidification, la toxicité humaine ou l'eutrophisation. En conclusion, le mix énergétique est susceptible d'être un *hotspot* vu sa présence dans plusieurs indicateurs.

Attention, nous rappelons à nouveau que le choix des indicateurs pertinents reste assez subjectif. Dans la pratique, nous conseillons de se baser sur la bibliographie.

c) Sensibilité aux variations

Si nous faisons varier la valeur d'un paramètre du produit analysé nous pouvons observer comment varient les impacts qui lui sont associés. Si les impacts réagissent fortement aux petites modifications de la valeur des paramètres associés (exemple des différents calculs de mix énergétiques pour un même pays), ces impacts sont susceptibles d'être des hotspots.

2.2.2 Paramètres Modifiables et Paramètres Partagés

Les paramètres modifiables et les paramètres partagés sont identifiés grâce aux informations des acteurs (modèle de connaissances dans le MP Gaucheron). Nous avons signalé en police gras les paramètres modifiables sur les différentes vues du MP. Quant aux paramètres partagés, ils sont identifiables grâce aux relations existantes entre les liens (relations entre paramètres de conception).

2.3 Conclusion sur les caractéristiques de paramètres de conception

Pour le concepteur il est important de centrer ses efforts d'avantage sur la modification d'une sélection de l'ensemble de paramètres de conception du produit. Dans cette section nous avons décrit les caractéristiques des paramètres et expliqué comment les identifier lors de la conception.

Néanmoins ces informations doivent être intégrées dans une méthode d'écoconception pour qu'elles puissent être utilisées lors de la création d'un produit. Dans la suivante section nous proposons un outil d'aide à l'écoconception de produits high-tech qui intègre les concepts qui vient d'être décrits.

3 Proposition d'un modèle produit pour l'écoconception

Le modèle produit pour l'écoconception (MPE), s'inscrit dans le cadre d'une démarche de conception intégrée destinée en particulier aux produits high-tech. Il prend en compte les enjeux environnementaux, les points de vue de chaque acteur et les relations entre ces derniers. Cet outil va renseigner les concepteurs sur les conséquences potentielles de leurs choix de conception, en particulier les conséquences sur l'environnement, même si d'autres critères pourront être évalués via ce modèle (économique, performance, etc.).

Ce modèle va s'appuyer sur deux éléments clés du projet de conception : les paramètres de conception et le réseau d'acteurs impliqués dans le processus de conception. Pour construire ce modèle, il s'agira :

1. d'identifier les paramètres clés de conception des produits. Ces paramètres seront manipulables par les concepteurs, pour les aider à diminuer les impacts environnementaux liés à leurs choix de conception. Nous verrons que ces paramètres sont déterminés à partir d'analyses de cycle de vie (ACV) et de la mise en évidence des enjeux environnementaux poursuivis lors du projet de conception. Cette sélection de paramètres permettra aux concepteurs de concentrer leurs efforts de façon adéquate, dans la phase de conception.
2. d'identifier le réseau d'acteurs en lien avec les paramètres clés pour amorcer l'approche d'écoconception. En effet, il ne suffit pas de connaître des paramètres clé pour implanter une démarche d'écoconception. Il faut coordonner les acteurs afin qu'ils puissent mettre en évidence leurs intérêts communs et établir ainsi les meilleurs compromis au moment de la conception.

Nous proposons donc un outil, un modèle produit, pour les produits high-tech, construit à partir de la mise en évidence des connexions entre les acteurs en lien avec les

paramètres clés du point de vue de l'environnement. Ce modèle produit va permettre de tracer l'évolution des paramètres clés au cours du développement du produit et d'intégrer au même moment les contraintes environnementales et les acteurs du cycle de vie pouvant les influencer –spécialement les recycleurs.

4 Construction du modèle produit pour l'écoconception

Le MPE répond à la nécessité d'intégrer dans la conception des produits high-tech les contraintes environnementales et de fin-de-vie et la caractérisation de l'évolution de leur cycle de vie, comme cela été expliqué dans les chapitres précédents. La construction de notre modèle produit est basée sur le modèle produit de Gaucheron (Gaucheron, 2000) ; il s'agit d'une adaptation de ce modèle afin d'inclure les contraintes environnementales et la caractérisation du cycle de vie des produits high-tech.

La démarche d'obtention du MPE est présentée Figure 3.2.

Nous verrons dans un premier temps que le modèle de Gaucheron peut être utilisé pour **identifier les paramètres de conception** d'un produit high-tech et pour identifier quels acteurs s'intéressent à quels paramètres dans leurs activités professionnelles (vision métier). De plus, nous verrons que le MP permet de montrer les connexions entre les différents acteurs (différentes « visions ») à travers les relations entre les paramètres de conception.

Ensuite, des **paramètres environnementaux sont identifiés**. La connaissance environnementale est acquise grâce à une ACV pour identifier les paramètres clés modifiables à l'origine des impacts environnementaux.

L'ensemble des paramètres est ensuite rassemblé graphiquement sur le modèle produit pour l'environnement (MPE).

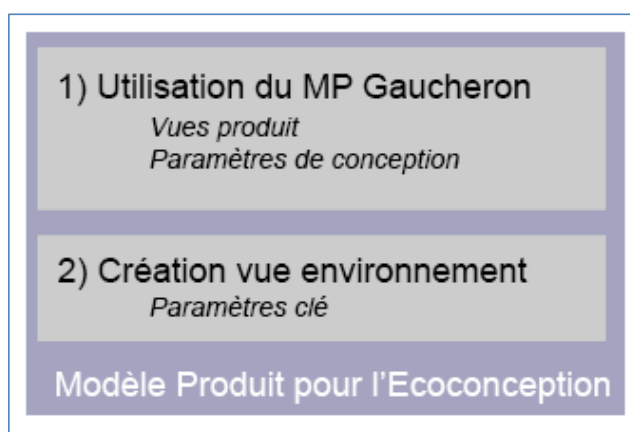


Figure 3.2. Démarche de construction du modèle produit proposé (MPE).

4.1 Identification des paramètres de conception : utilisation du MP Gaucheron

La première étape de la construction du MPAE se base sur l'utilisation du MP proposé par Gaucheron (Gaucheron, 2000) afin d'identifier les paramètres de conception et de les associer aux étapes du cycle de vie du produit. Le MP est composé d'un modèle de connaissances qui s'inscrit dans un modèle de données (voir section 3.2.2 du Chapitre 2 et Figure 3.4).

Le **modèle de connaissances** représente le savoir des acteurs à l'égard du produit en conception (contraintes, intérêts, etc.) ; il s'agit de la description détaillée du produit.

Le **modèle de données** organise les informations du modèle de connaissances. Le modèle de données est composé de plusieurs « vues » du produit, au moins une « vue » spécifique pour chaque acteur intervenant dans la conception, et aussi de « vues » générales du produit (« vue composants » par exemple). Pour le cas spécifique des produits high-tech les « vues » sélectionnées sont celles des principaux acteurs (vue fabricant et vue recycleur), une vue générale du produit high-tech (vue composants) et d'autres vues « transversales » (vue coûts, vue qualité, etc.).

4.1.1 Modèle de données

Avant de commencer à renseigner le modèle de connaissances il faut formaliser le modèle de données. La Figure 3.3 est une représentation schématique des différentes vues que nous prendrons en compte pour représenter les produits high-tech. Une « vue » est une interprétation des caractéristiques du produit selon un point de vue expert.

La **vue générale des composants** explique les différents éléments qui constituent le produit en cours de conception et spécifie leurs caractéristiques (masse, matière, etc.). C'est la vue du technologue.

La **vue fabrication** décrit les aspects techniques les plus intéressants pour l'acteur fabricant. On y retrouve les paramètres qu'il observera en détail, comme par exemple les types de process de fabrication et leurs caractéristiques, comme la capacité, la consommation énergétique des procédés, etc.

La **vue recyclage** décrit les enjeux techniques de cette étape du cycle de vie. Cette vue tient compte, par exemple, des matériaux à récupérer, de la « recyclabilité » de certains composants ou du type de procédés de recyclage.

La **vue économique** représente les coûts et revenus associés aux étapes du cycle de vie du produit, par exemple les coûts de fabrication, énergétiques, le prix des matériaux ou les revenus possibles en fin-de-vie grâce au recyclage.

La **vue performance** représente les spécificités du service rendu par le produit, le cahier de charges demandé par l'utilisateur du produit (durée de vie, puissance, esthétique, etc.).

D'autres vues peuvent être incluses afin de modéliser plus en détail un produit particulier. Mais en général, ces 5 vues suffisent à décrire des produits high-tech.

Dans le cadre d'une démarche d'écoconception, il manque, comme énoncé au début de la section, une **vue environnementale**. La mise en place de cette vue sera détaillée par la suite dans la section 3.2.

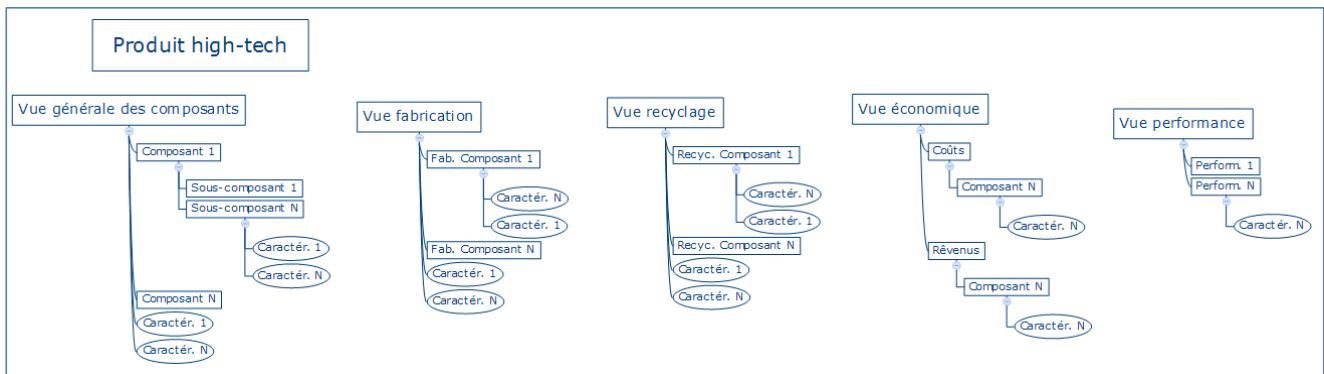


Figure 3.3. Schéma du modèle de données de base pour l'étude des produits high-tech. Les différentes « vues » du produit sont représentées.

4.1.2 Modèle de connaissances

Le modèle de connaissances est « le savoir » sur le produit en cours de conception. Il s'agit d'une description détaillée du produit ou d'une partie du produit. Ces informations proviennent de chaque acteur du cycle de vie et seront implémentées sur le modèle de données, en respectant sa structure (composants, liens et relations), afin d'obtenir le modèle produit (Pimapunsri, 2007 d'après Chapa Kasusky, 1997 et Tichkiewitch 2002).

Nous pouvons voir, Figure 3.4, une représentation des connaissances de l'acteur fabricant. Ses connaissances sont explicitées et ensuite adaptées au modèle de données, sous forme de composants, liens et relations puis représentés graphiquement. Dans cette Figure 3.4, les connaissances du fabricant se résument à ses intérêts à l'égard du produit comme par exemple le type de traitement en fabrication pour chaque pièce du produit, le matériau de chaque pièce, leurs dimensions, l'énergie consommée pour le procédé ainsi que les matériaux auxiliaires nécessaires. Les contraintes du fabricant (spécifications du cahier de charges, contraintes techniques, normatives, etc.) sont représentées par des relations entre les liens ou paramètres du produit.

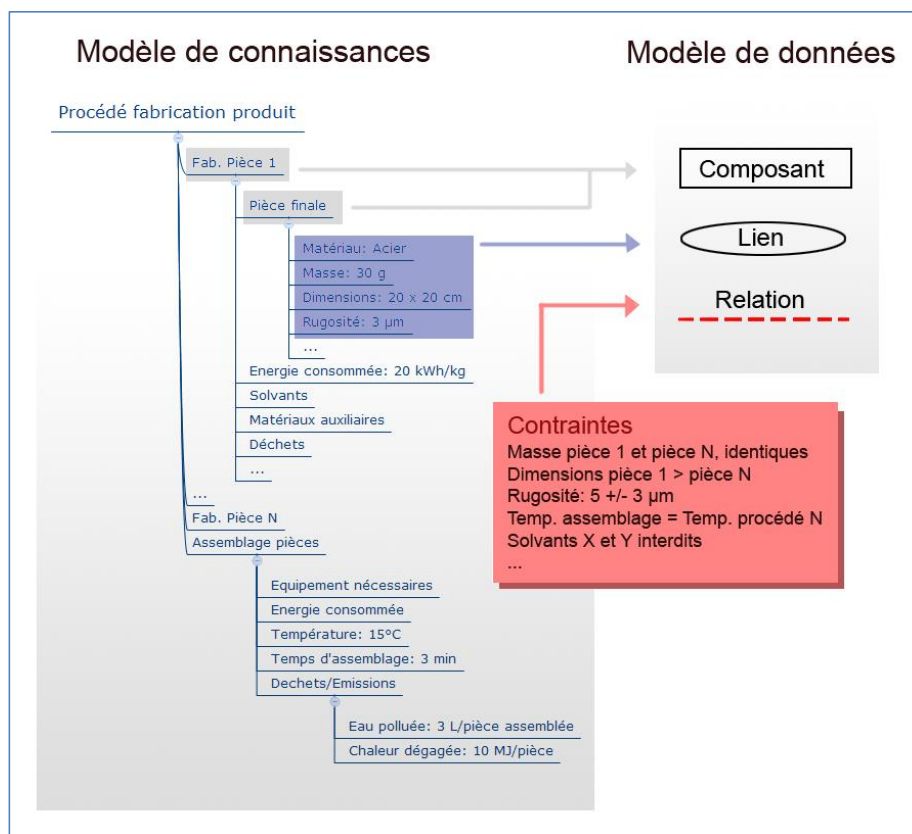


Figure 3.4. Le modèle produit est la combinaison d'un modèle de données et d'un modèle de connaissances. Figure adaptée de (Gaucheron, 2000).

4.1.3 Conclusion MP : Identification des paramètres de conception

Les paramètres de conception d'un produit sont les caractéristiques qui définissent le produit ou une partie du produit. Les paramètres de conception se traduisent, dans le MP, comme des « liens » associés aux « composants ». Par exemple, dans une batterie Li-ion, la masse de l'électrode de cuivre est un paramètre de conception ; la masse est le « lien » associé au « composant » électrode de cuivre. Toujours dans le même exemple, un autre paramètre de conception est la quantité de cuivre recyclé (lien) présente dans l'électrode de cuivre (composant). Encore un autre exemple, le matériau actif de la cathode (composant) est un paramètre de conception qui peut prendre les valeurs (liens) LFP, LCO, NCM, etc.

Les paramètres de conception peuvent aussi considérer différents enjeux, comme par exemple les coûts, les performances, la qualité ou l'esthétique, l'ergonomie, etc. Chacun de ces enjeux peut se traduire, dans le MP, comme une « vue » du modèle de données.

Pour identifier les paramètres de conception il s'agit d'identifier les « liens » associés aux « composants » du MP, pour chaque vue, comme expliqué dans les paragraphes précédents. Donc pour identifier les paramètres de conception associés au fabricant, il faudrait voir les liens associés aux composants de la « vue fabrication ». Par exemple, dans la Figure 3.4, des paramètres de conception associés au fabricant sont la masse de la pièce 1, son matériau, ses dimensions, etc. D'autres paramètres de conception sont aussi l'énergie consommée durant l'assemblage, la température de la salle d'assemblage, etc.

Pour adresser la problématique il est fondamental d'avoir cette compréhension holistique du cycle de vie du produit. Néanmoins les aspects environnementaux –un enjeu

clé de la problématique—ne sont pas très bien considérés dans le MP existant. La prochaine étape de la construction de notre MPE est l'inclusion des enjeux environnementaux grâce à une vue environnement.

4.2 Vue environnement

Dans le MP de Gaucheron il n'y a pas de vue environnement, qui permettrait la représentation des impacts environnementaux. Dans cette section nous expliquons la construction de cette vue et de son intégration avec le reste de vues du MP.

4.2.1 Création de la vue environnement

Les connaissances environnementales (paramètres clés) acquises grâce à l'ACV sont inscrites dans un modèle de données pour créer la « vue environnement ».

Pour chaque indicateur d'impact environnemental la vue environnement montre le « top paramètres clés » et la quantité d'impact mesurée dans l'unité correspondante (issue des résultats d'ACV). De même un code de couleur est attribué à chaque paramètre clé selon un indicateur de score unique fourni par les résultats de l'ACV (Figure 3.5).

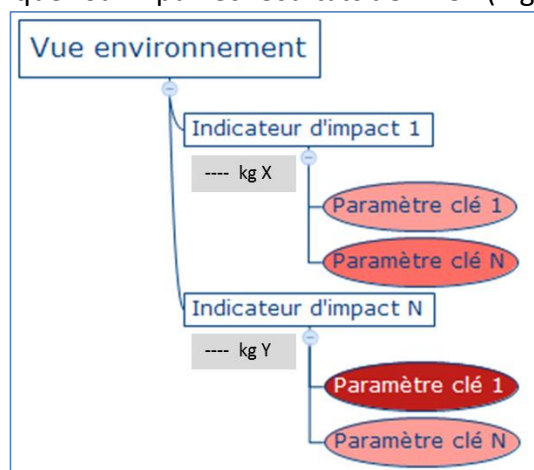


Figure 3.5. Vue environnement.

Le « **top paramètres clés** » est un classement des paramètres clés les plus impactant pour l'indicateur en question, affiché en ordre décroissant (le paramètre plus impactant est présenté en premier). Pour sa construction il suffit de regarder les résultats d'ACV pour l'indicateur considéré et ordonner les paramètres selon leur contribution aux impacts.

Quant au **code de couleur** une nuance de couleur rouge est attribuée aux paramètres clés, étant la couleur « rouge 100% » attribuée au paramètre clé le plus impactant du produit, dans l'occurrence celui qui est affiché dans la position « top 1 » dans tous les indicateurs environnementaux. Si nous avons six indicateurs la position « top 1 » contribue avec 1/6 de couleur rouge (16.5% de couleur rouge). Les autres positions du « top paramètres clés » contribuent de façon moins importante à cette nuance de rouge. Nous avons attribué une valeur arbitraire de -5% de valeur de couleur rouge pour la position « top 2 » et -10% pour la position « top 3 ». A la fin, il suffit d'additionner les pourcentages de couleur de rouge du paramètre clé en question pour obtenir sa nuance de rouge.

Nous allons mieux voir ce concept avec un exemple (Tableau 3.1). Un paramètre clé qui est le « top 1 », « top2 », « top 1 » et « top 3 » dans les six indicateurs de notre ACV, lui correspond une couleur de rouge de $16.5\%+11\%+16.5\%+6\% = 50\%$ de couleur rouge (des impacts non négligeables).

| | Indicateur 1 | Indicateur 2 | Indicateur 3 | Indicateur 4 | Indicateur 5 | Indicateur 6 |
|-------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Top Paramètre clé #1 | 16'5% | 16'5% | 16'5% | 16'5% | 16'5% | 16'5% |
| Top Paramètre clé #2 | 11% | 11% | 11% | 11% | 11% | 11% |
| Top Paramètre clé #3 | 6% | 6% | 6% | 6% | 6% | 6% |

Tableau 3.1. Exemple de contribution de code de couleurs.

Grâce à la vue environnement le concepteur peut entreprendre **deux stratégies d'écoconception**. Il peut réduire l'impact global du produit et il peut réduire l'impact sur un indicateur spécifique.

Pour **réduire l'impact global** le concepteur doit observer le code de couleurs des paramètres clés et travailler en priorité sur ceux de couleur rouge plus foncé (ceux qui rapportent une grande quantité d'impacts global, tous les indicateurs environnementaux confondus).

Pour **réduire l'impact sur un indicateur spécifique** le concepteur doit ignorer le code de couleur et observer le classement du « top paramètres clés » de l'indicateur en question.

Dans les deux cas le concepteur pourrait voir l'évolution des impacts quantitatifs grâce au compteur d'impacts de chaque indicateur environnemental.

4.2.2 Intégration de la vue environnement

La vue environnement doit être intégrée avec le reste de vues du MP. L'intégration est faite grâce au code de couleurs (Figure 3.6). De cette façon le concepteur peut savoir quels sont les paramètres à l'origine d'impacts environnementaux de l'étape de fabrication, de recyclage ou qui ont une dimension significative du point de vue économique ou de la performance, par exemple.

Dans la Figure 3.6 nous pouvons voir le MP avec la vue environnement intégrée, c'est-à-dire le Modèle Produit pour l'Ecoconception (MPE). Cette figure est une représentation schématique et simplifiée, nous n'avons pas représenté tous les indicateurs environnementaux, ni tous les paramètres de conception pour en faciliter la lecture.

Dans la vue environnement les **paramètres clé** pour deux indicateurs environnementaux sont représentés dans leurs respectifs « **top paramètres clés** ». Pour l'indicateur 1, les paramètres clés les plus impactant, en ordre décroissant, sont *Caractér. A*, *Caractér. B* et *Caractér. C*. Pour l'indicateur N le « top paramètres clés » est *Caractér. B*, *Caractér. D* et *Caractér. E*. Les paramètres clés sont affichés avec une nuance de couleur rouge selon l'ampleur des impacts totaux relatif au produit. Ainsi le paramètre le plus impactant ici représenté est *Caractér. D* (couleur rouge plus foncé).

Ces paramètres clés nous pouvons les retrouver dans les autres vues du MPE. Dans la vue fabrication nous voyons que *Fab. Composant 1* possède un paramètre clé (*Caractér. A*) et que *Fab. Composant N* deux paramètres clé (*Caractér. A* et *Caractér. C*). D'autres paramètres sont aussi associés à la vue fabrication, comme *Caractér. X* et *Caractér. Y*, mais ce ne sont des paramètres clés (pas de couleur rouge). De même, dans d'autres vues, comme dans la vue recyclage nous pouvons retrouver les paramètres clés influents. Pour

Recyc. Composant 1, nous observons les paramètres clés *Caractér. B*, *Caractér. A* et *Caractér. D*.

Les **paramètres modifiables** sont affichés en police grasse dans le MPE. Les paramètres *Caractér. A*, *Caractér. C*, *Caractér. D* et *Caractér. X* sont des paramètres modifiables. En plus, les paramètres *Caractér. A*, *C* et *D* sont des paramètres clés.

Les **paramètres partagés** sont affichés grâce aux relations entre différentes vues d'acteurs. Dans la figure nous pouvons voir que l'intérêt pour *Caractér. A* est partagé par le recycleur et le fabricant. D'autres paramètres sont aussi partagés mais les liens n'ont pas tous été représentés afin de simplifier la lecture de figure (par exemple, *Caractér. C* serait aussi un paramètre partagé entre le recycleur et le fabricant).

Nous rappelons que les paramètres les plus importants pour le concepteur sont ceux **modifiables et clés** ainsi que les **modifiables, clés et partagés**. Par exemple, dans cette figure les paramètres *Caractér. A* (clé, modifiable et partagé) et *Caractér. D* (clé et modifiable) sont d'un grand intérêt pour l'écoconception. D'autres paramètres comme *Caractér. B*, malgré leurs impacts environnementaux ne sont pas tellement intéressants depuis un point de vue pratique (le concepteur n'a pas de pouvoir d'action). De même pour les paramètres non modifiables et non clés, *Caractér. Y*.

Dans une démarche d'écoconception si le concepteur veut réduire les impacts totaux de son produit il devrait modifier en priorité les paramètres modifiables marqués en rouge foncé. Dans la figure 3.6 ces paramètres seraient dans l'ordre : *Caractér. D*, *Caractér. A* et *Caractér. C*. Si le concepteur veut réduire les impacts l'indicateur 1, il doit ignorer le code de couleurs et modifier en priorité le paramètre *Caractér. A* et ensuite le paramètre *Caractér. C*.

A mesure que les paramètres seraient modifiés les quantités d'impacts environnementaux pour chaque indicateur et le code de couleur évolueront. De même avec les autres enjeux du MPE, les conséquences de performance ou économiques seraient aussi altérées lors des modifications des paramètres.

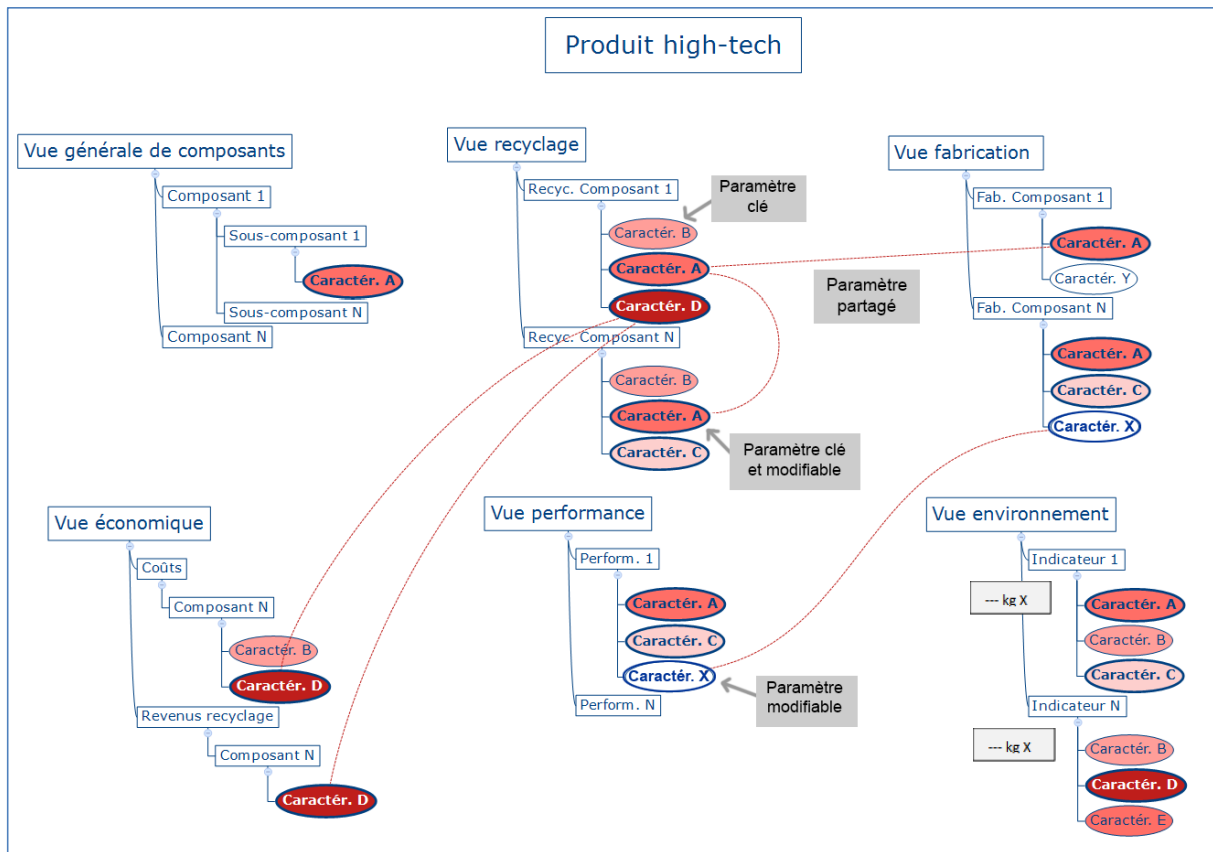


Figure 3.6. Le MPE avec la distinction des paramètres clés par un gradient de rouge et des paramètres modifiables qui sont représentés en gras. Les paramètres partagés sont identifiés grâce à des relations entre paramètres (lignes rouge à traits)

4.3 Fonctionnement du MPE

Avec l'intégration de la nouvelle vue environnement dans le modèle produit, les concepteurs ont enfin accès une vision multicritère prenant en compte des enjeux environnementaux, économiques et de performance. L'intégration de la vue environnement, en parallèle de la réalisation d'une ACV itérative, permet au concepteur de visualiser l'évolution des impacts environnementaux et ainsi de visualiser de manière plus pragmatique (selon ses critères propres) les conséquences environnementales des choix de conception

Dans la suite de ce document nous allons expliquer le fonctionnement interne du MPE (Figure 3.7).

Les acteurs du cycle de vie renseignent le modèle produit (le modèle de connaissances du MP de Gaucheron) grâce à des bases de données expertes. Ces informations vont prendre la forme, dans le modèle de données, des différentes vues du produit (vue fabrication, recyclage, performance, etc.). Toutes ces connaissances vont conformer un inventaire du produit, qui sera utilisé partiellement par l'ACV pour réaliser des calculs d'impacts environnementaux et signaler les paramètres clés, qui seront à leur tour affichés dans la vue environnement. De même, d'autres outils peuvent utiliser cet inventaire pour renseigner d'autres vues, par exemple, un outil de *Life Cycle Costing* pourrait être utilisé pour renseigner la vue économique.

L'utilisateur dans sa démarche d'écoconception modifiera des paramètres et automatiquement l'inventaire du produit serait ainsi modifié. Par conséquent, les résultats d'ACV pourront être mis à jour, ce qui conduira à l'identification paramètres clés de la

nouvelle version du produit. Ce processus se répète, itérativement. Chaque fois que le concepteur modifie un paramètre dans le MPE l'ACV doit refaire ses calculs.

Avant la première utilisation du MPE il faudrait un effort considérable pour renseigner en profondeur le produit et les différentes alternatives de conception. Vu la complexité de cette tâche nous pensons qu'un acteur externe doit guider le renseignement du produit auprès des acteurs, qui ne sont pas forcément experts dans des de modélisation de produits.

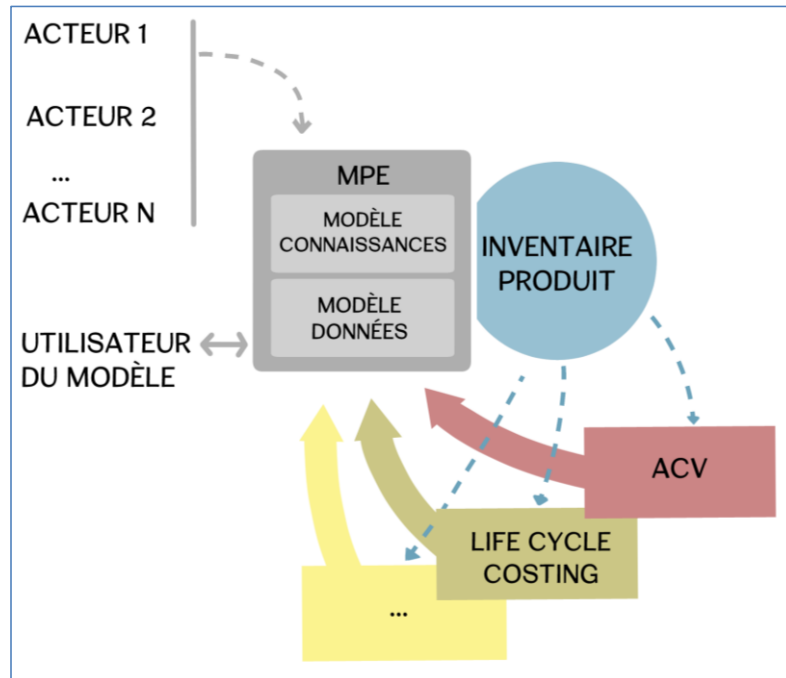


Figure 3.7. Schéma de fonctionnement du MPE

Dans le prochain chapitre nous allons construire le MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion.

Chapitre 4

Construction du MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion

"Territoire Comanche est l'endroit où l'instinct vous dit d'arrêter la voiture et de faire demi-tour. L'endroit où les chemins sont déserts et les maisons sont des ruines carbonisées; où il semble toujours que la nuit va tomber tout de suite et vous marchez collé aux murs, vers les coups qui sonnent au loin, tout en écoutant le bruit de vos pas sur des verres brisés"

Arturo Pérez-Reverte, *Territoire Comanche* (1994)

« Las gallinas que entran por las gallinas que salen »

José Mota, philosophe.

1 Introduction

Le modèle produit pour l'écoconception (MPE) proposé dans le Chapitre 3 est mis en place pour l'étude des batteries Li-ion pour des véhicules électriques – considérées comme un exemple d'un produit high-tech, comme expliqué dans le Chapitre 1—.

L'objectif de ce modèle est de servir d'aide à la conception d'une batterie Li-ion, en identifiant les paramètres clés et modifiables de tout le cycle de vie d'une batterie – et en particulier ceux de la fin-de-vie — afin d'entreprendre une démarche d'écoconception.

Ce chapitre montre la construction du MPAE d'une batterie Li-ion, étape par étape. Dans le chapitre suivant ce même MPAE sera utilisé au sein du processus de conception afin d'illustrer les bénéfices que cela apporte au concepteur, dans une utilisation « *réelle* ».

2 Construction du MPE Batterie Li-ion

La construction du MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion suit les trois étapes décrites dans le chapitre précédent :

La première étape consiste à **identifier des acteurs et des paramètres de conception** grâce à l'utilisation du MP de Gaucheron.

Dans la deuxième étape les **enjeux environnementaux** sont étudiés grâce à l'ACV et les paramètres à l'origine des impacts environnementaux (paramètres clé) sont identifiés.

La dernière étape est la **création de la vue environnement** à partir des paramètres clé identifiés précédemment et son intégration postérieure dans le MP avec le reste de vues. En parallèle à l'intégration de la vue environnement, une ACV est réalisé itérativement, afin de permettre la visualisation de l'évolution des valeurs des impacts environnementaux.

2.1 Identification des acteurs et des paramètres de conception : MP

Batterie Li-ion

La première étape de la construction du MPE pour des batteries Li-ion consiste à identifier des paramètres de conception et à les associer aux acteurs du cycle de vie. Pour cela, le MP de Gaucheron (Gaucheron, 2000) est utilisé. Il est composé d'un modèle de connaissances qui s'inscrit dans un modèle de données. Le modèle de connaissances représente la description détaillée du produit, depuis les points de vue des acteurs. Le modèle de données ordonne ces informations.

2.1.1 Construction du MP Batterie Li-ion

Dans la suite nous allons montrer la construction d'un MP pour une batterie Li-ion d'une application véhicule électrique. La méthodologie suivie est celle de la bibliographie, qui est synthétisée dans la section 3.1 du Chapitre 3.

2.1.1.1 Modèle de données du MP Batterie Li-ion

Le modèle de données est composé de plusieurs « vues », reflétant chacune le « point de vue » de chaque acteur ou d'un enjeu en particulier. Dans le cas d'une batterie Li-ion, nous avons modélisé la vue générale composants, celle de la fabrication, du recyclage, la vue

économique et la vue performance (voir Figure 3.3). Ces vues sont expliquées dans la section 3.1.1 du Chapitre 3.

La vue environnement n'est pas considérée dans le MP *originel* de Gaucheron. Cette vue sera créée et intégrée dans le MP dans la section 2.3.

Une fois les vues du modèle de données définies, les acteurs peuvent commencer à les renseigner avec leurs informations sur la batterie. On s'intéresse alors au modèle de connaissances.

2.1.1.2 Modèle de connaissances du MP Batterie Li-ion

Le modèle de connaissances se base sur le savoir des acteurs du cycle de vie de la batterie, savoir qu'ils vont tenter d'inscrire dans le modèle de données. Les cinq vues : composants, fabrication, recyclage, économique et performance, sont montrées Figure 4.1. Elles sont renseignées à partir des informations des acteurs et formalisées en utilisant un lexique spécifique : composants et liens (les relations ne sont pas représentées pour faciliter la compréhension visuelle du modèle). Les composants sont représentés par des rectangles et les liens par des ellipses. Les informations recueillies ici dans le MP Batterie Li-ion sont issues des données de la bibliographie. Dans une situation réelle, les acteurs (=utilisateurs du MP) renseigneraient eux-mêmes ces informations, selon leur « point de vue ».

Les paramètres modifiables sont marqués en gras dans le modèle produit. Dans le MP de Gaucheron ce concept de paramètre modifiable n'existait pas. Nous l'avons ajouté, car dans le cas des impacts environnementaux, il arrive assez fréquemment que les impacts soient causés par des choix qui sont peu ou pas modifiables par les concepteurs (Cf. mix énergétique d'un pays). Dans la suite de ce sous-chapitre chaque vue sera commentée.

Chapitre 4 : Construction du MPAE pour le cas d'étude des batteries Li-ion

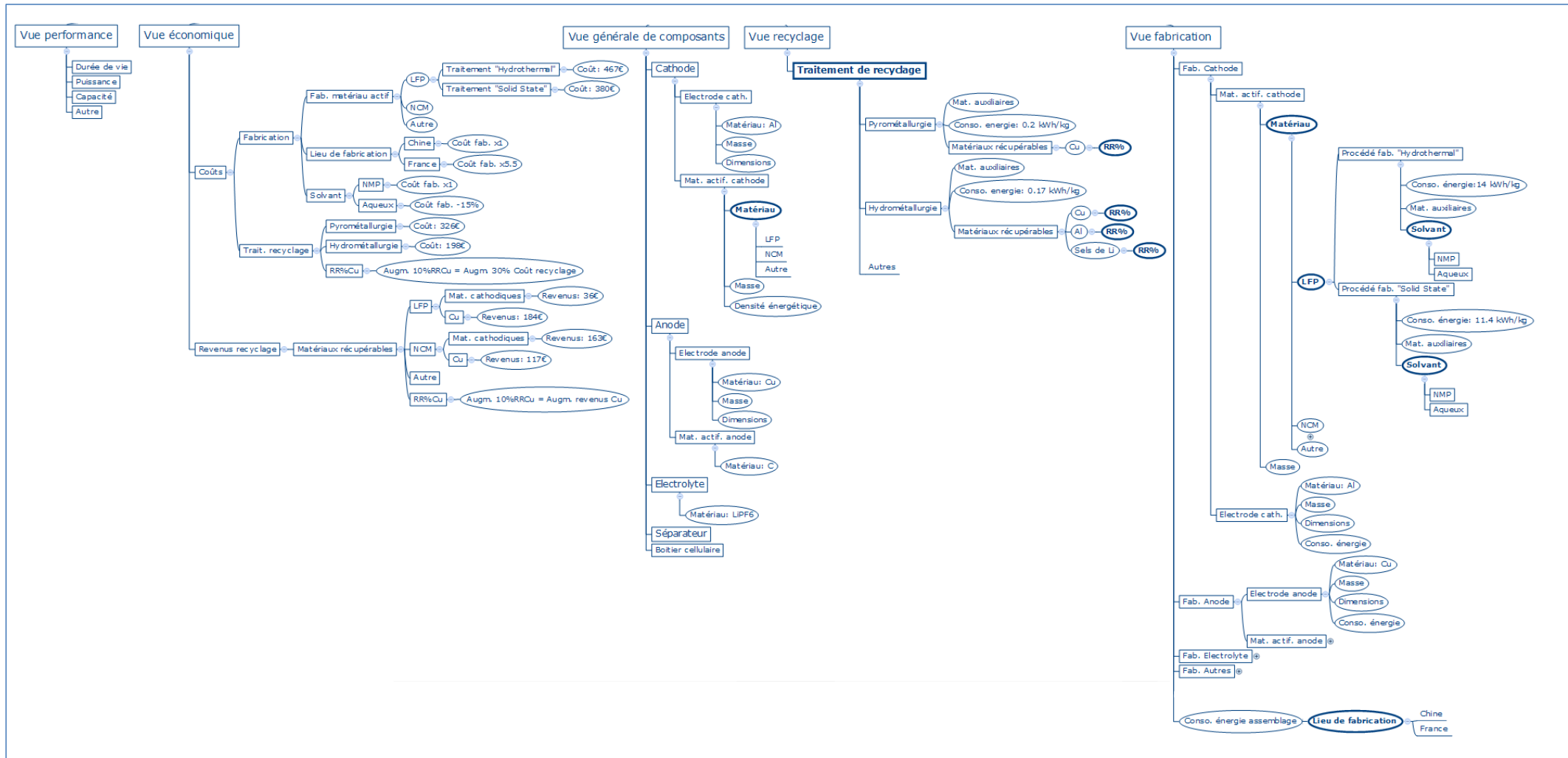


Figure 4.1. Modèle produit d'une batterie Li-ion.

Dans la **vue générale des composants** (Figure 4.2), les éléments de la cellule Li-ion sont représentés. Pour faciliter la lecture et la compréhension les composants auxiliaires de la batterie (carte informatique, système de refroidissement, etc.) ne sont pas représentés. La cellule Li-ion est composée de la cathode, de l'anode, de l'électrolyte, du séparateur et du boîtier métallique. Ces sous-composants peuvent être aussi *décomposés*, par exemple la cathode est constituée d'une électrode et du matériau actif cathodique.

Le matériau actif cathodique (technologie Li-ion) est un paramètre modifiable. Cela veut dire que le concepteur peut choisir entre plusieurs valeurs de ce paramètre lors de la conception. Dans ce cas les alternatives renseignées sont les technologies LFP et NCM.

Ces composants peuvent être décrits par des caractéristiques — des paramètres de conception — qu'on appelle des « liens ». Par exemple, l'électrode cathodique peut être décrite par plusieurs liens dans cette vue : matériau, masse, dimensions, etc. Evidemment d'autres liens peuvent être considérés. Ces liens peuvent se combiner pour créer d'autres liens : la densité surfacique est une combinaison de la masse et des dimensions de l'électrode.

La **vue fabrication** de la batterie Li-ion (Figure 4.2) est la description technique de cette étape, elle représente les intérêts du fabricant. Elle comprend la fabrication des composants (cathode, anode, électrolyte, séparateur et boîtier cellulaire) et leur assemblage ultérieur pour créer la cellule Li-ion. La fabrication de chaque composant est détaillée, tenant compte à la fois des matériaux et des énergies nécessaires pour le traitement ainsi que des déchets créés et des pertes énergétiques des différents procédés.

Par exemple la fabrication de la cathode est divisée en fabrication de l'électrode et en fabrication du matériau actif cathodique. La fabrication de l'électrode est définie par la consommation énergétique du procédé, la dimension de l'électrode et sa masse. Bien sûr, d'autres caractéristiques pourraient être ajoutées, mais pour illustrer la construction du MP E ces caractéristiques sont suffisantes. Ces caractéristiques sont des « liens », elles sont représentées par des ellipses.

Les paramètres modifiables de cette vue sont le matériau actif cathodique (technologie Li-ion LFP ou NCM), le type de traitement de fabrication pour la technologie LFP (traitement « *hydrothermal* » ou traitement « *solid-state* »), le type de solvant de fabrication à utiliser dans le traitement (NMP ou solvant aqueux) et le lieu de fabrication de la cellule (en Chine ou en France).

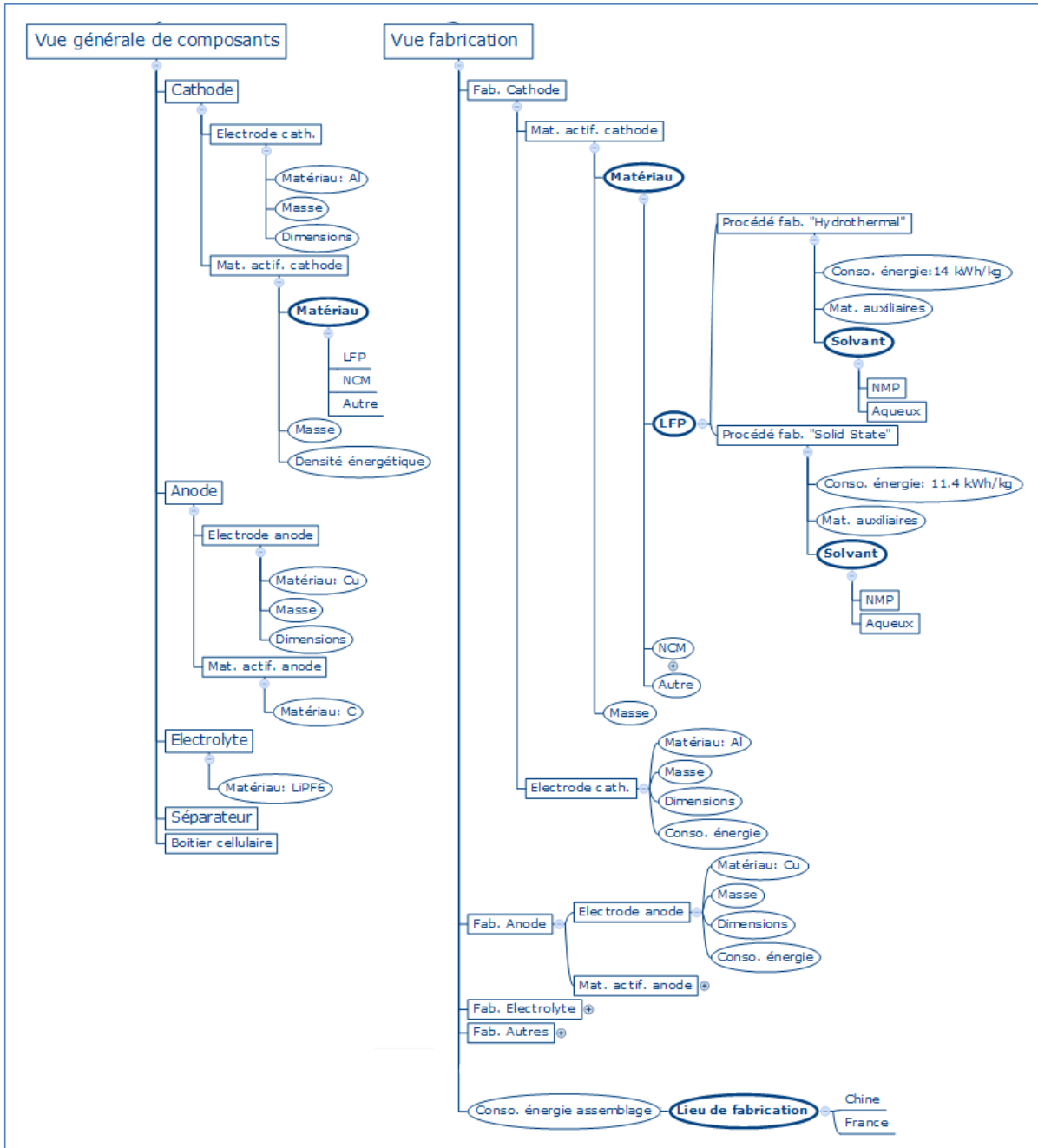


Figure 4.2. Vue générale et vue fabrication du modèle produit d'une batterie Li-ion.

La **vue recyclage** (Figure 4.3) est construite de la même façon que la vue fabrication. Elle décrit depuis un point de vue technique les traitements de recyclage des cellules Li-ion. Le procédé de recyclage dépend des matériaux à récupérer et il est fonction des matériaux actifs cathodiques (voir section 2.3.2 du Chapitre 2). Le type de traitement de recyclage est un paramètre modifiable, le recycleur peut choisir entre un traitement pyrométallurgique ou hydrométallurgique, ayant chacun une consommation énergétique et matérielle différente et une gamme différente de matériaux à récupérer. La pyrométallurgie est un traitement à haute température, plus consommateur d'énergie qu'un traitement hydrométallurgique, et peut seulement servir à récupérer, pour le cas d'une batterie Li-ion LFP, le cuivre. L'hydrométallurgie permet de récupérer le cuivre, l'aluminium et les sels de lithium. Aucun des deux traitements ne permet pas de récupérer le matériau actif LFP. L'autre paramètre modifiable dans cette vue est le taux de récupération des métaux recyclés (RR%). Dans le cas

d'une batterie NCM (non représentée sur la Figure 4.2) les métaux onéreux du matériau actif (nickel et cobalt) sont récupérables par les deux traitements de recyclage.

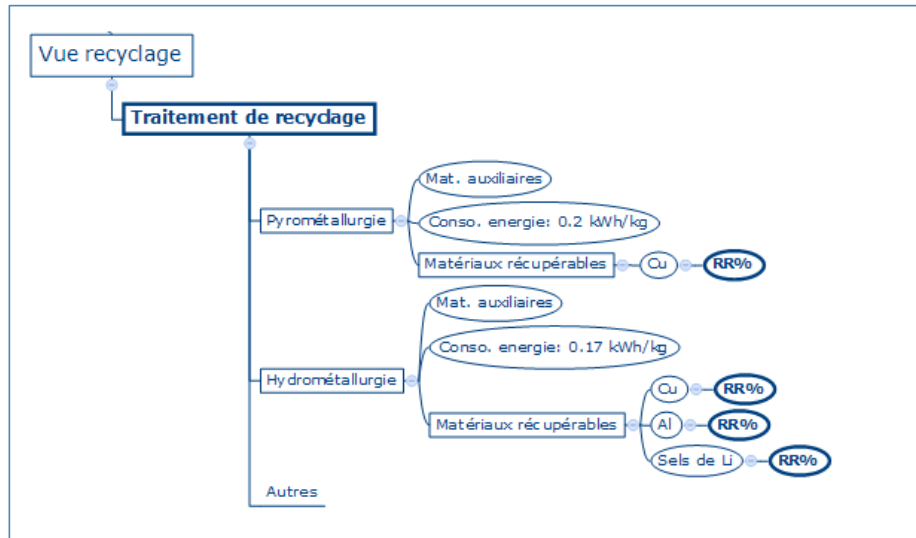


Figure 4.3. Vue recyclage du modèle produit d'une batterie Li-ion.

La **vue performance** (Figure 4.4) tient compte des composants de la cellule Li-ion qui affectent directement cet enjeu. La performance de la batterie Li-ion est un terme très vaste pour désigner sa durée de vie, sa puissance, sa capacité etc. Cette vue est à peine renseignée car dans cette thèse nous nous intéressons plutôt aux enjeux environnementaux. Néanmoins cette vue est importante, mais nous n'avons pas toutes les connaissances pour la renseigner avec précision.

La **vue économique** (Figure 4.4) prend en compte les coûts de fabrication et de recyclage de la cellule ainsi que les revenus du recyclage. Elle tient compte des conséquences économiques des choix de conception. Cette vue, dans cet exemple, est renseignée de façon superficielle, avec des données fictives. Les coûts de fabrication dépendent en grande partie du choix de matériau actif cathodique. Chaque type de traitement de fabrication a un coût différent à cause des consommations énergétiques et matériaux différents. De la même façon chaque type de traitement de recyclage présente des coûts différents. Les choix du solvant de fabrication et du lieu de fabrication ont une influence notable sur les coûts de fabrication. Le taux de récupération de métaux en fin-de-vie conditionne les coûts et les revenus du recyclage.

Les revenus du recyclage sont principalement conditionnés par les matériaux de fabrication de la cellule Li-ion (matériaux qui peuvent être récupérés et puis vendus), qui sont fonction de la technologie Li-ion (type de matériau actif cathodique). Le prix de ces éléments varie fortement entre technologies. Le cuivre est aussi une source importante de revenus pour le recycleur. Le taux de récupération de ce métal ($RR\%Cu$) a une influence sur les revenus.

Les revenus issus des éco-organismes ne seront pas pris en compte dans cette thèse.

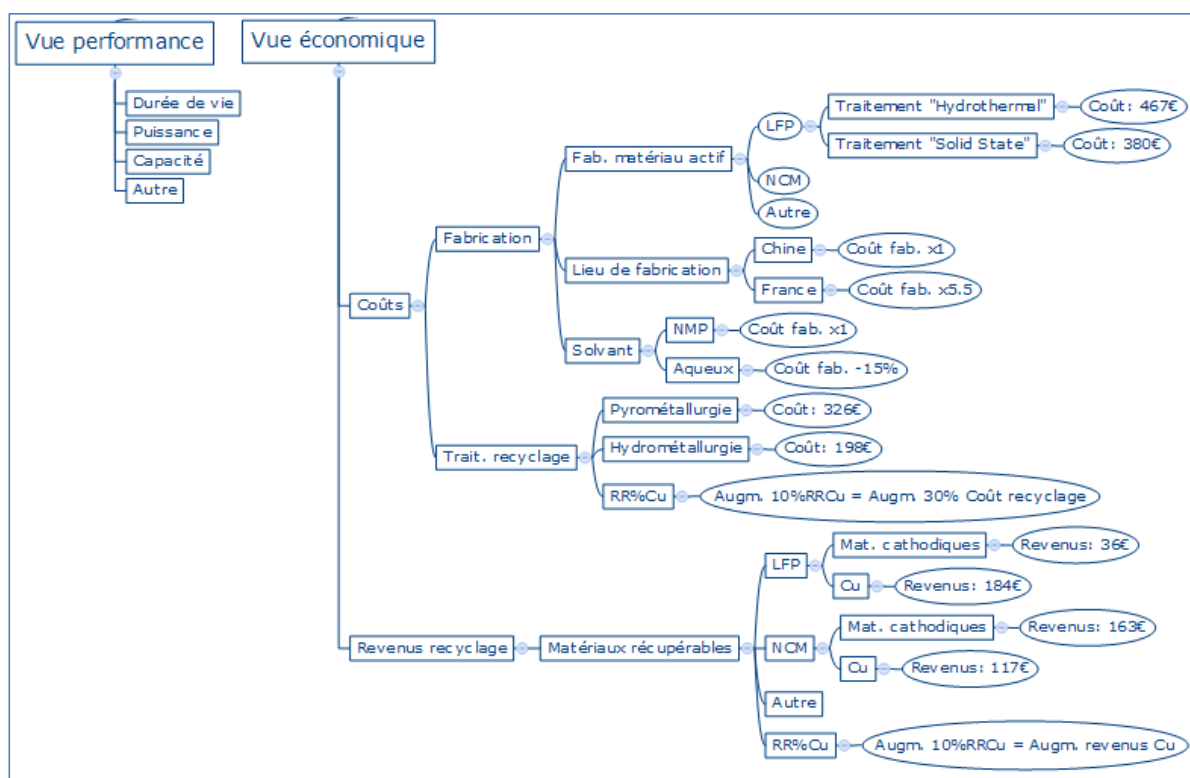


Figure 4.4. Vue performance et vue économique du modèle produit d'une batterie Li-ion.

Dans la section suivante les enjeux environnementaux sont étudiés pour permettre la construction de la vue environnement.

2.2 Enjeux environnementaux de la batterie Li-ion : paramètres clés et modifiables

Dans cette deuxième étape de la construction du MPE les enjeux environnementaux seront étudiés. L'objectif de cette étape est d'identifier les paramètres de conception à l'origine des principaux impacts environnementaux (paramètres clés). Comme expliqué dans la section 2.2.5 du Chapitre 2 les ACV trouvées dans la bibliographie ne sont pas, pour des raisons expliquées précédemment, adéquates pour relever les paramètres clés. Nous avons donc construit notre propre analyse – en suivant les six points *nécessaires* énoncés dans le Chapitre 2 —. Ainsi une ACV *adéquate* à cette fin sera utilisée ici.

Dans les paragraphes suivants nous décrivons le processus de la construction de l'ACV utilisée pour étudier les batteries Li-ion. Ensuite les résultats des analyses seront commentés et finalement les paramètres clés seront identifiés.

2.2.1 Analyse de cycle de vie de la batterie Li-ion

Cette étude analyse deux technologies distinctes de batteries Li-ion candidates à être des technologies prédominantes dans le marché de véhicules électriques des années à venir: LiFePO_4 (LFP) et $\text{LiNi}_{1/3}\text{Co}_{1/3}\text{Mn}_{1/3}$ (NCM). Pour les deux technologies toutes les étapes du cycle de vie seront modélisées, du berceau à la tombe, avec une étape d'utilisation dans un véhicule électrique.

2.2.1.1 Adéquation de l'ACV pour l'identification de paramètres clés

La construction de l'ACV suit les recommandations énoncées dans la section 2.2.5 du Chapitre 2. Pour construire une ACV adéquate pour l'identification des paramètres clés les six conditions énoncées précédemment doivent être respectées :

1. **L'unité fonctionnelle est bien définie.** Dans notre cas l'objectif de l'étude est d'identifier les hotspots environnementaux pour pouvoir ensuite remonter vers les paramètres de conception à leur origine. **L'unité fonctionnelle** est ainsi définie comme le service rendu par la batterie Li-ion dans une application véhicule électrique: fournir l'énergie nécessaire à un véhicule électrique pendant 10 ans (durée de vie supposée de la voiture). Cela correspond à 193.120 km parcourus ou à son équivalent en énergie électrique fournie — 33700 kWh. Ces données proviennent d'une étude de l'EPA (EPA, 2013), qui propose pour un VE (véhicule électrique) une équivalence de 174,5 Wh/km parcouru et une efficacité de charge de 85%, pour un régime de conduite combinant les trajets dans un milieu urbain (55%) et sur l'autoroute (45%).
2. **Les frontières de l'étude** comprennent toutes les étapes du cycle de vie de la batterie, du berceau à la tombe, depuis l'extraction des matières premières de la nature, leur transformation en composants et l'assemblage final, les phases de transports intermédiaires, la phase d'utilisation de la batterie dans un véhicule électrique et un scénario de fin-de-vie où certains matériaux sont recyclés et réutilisés dans le prochain cycle de vie. Les composants auxiliaires pour le fonctionnement de la batterie sont aussi inclus dans ces frontières. La Figure 4.5 montre les étapes de vie et les composants considérés dans la construction de la batterie.
3. **Les indicateurs d'impacts environnementaux** choisis sont le *potentiel d'appauvrissement en ressources abiotiques (ADP)*, *Acidification*, *Eutrophisation*, *Réchauffement Climatique (GWP 100)*, *Energie non-renouvelable* et *Ecotoxicité Aquatique*. Ils sont issus de la méthode de calcul CML 2 Baseline, sauf *Energie non-renouvelable* qui vient de la méthode IMPACT 2002+. Le choix de ces indicateurs est expliqué dans la section 2.2.1.3 du Chapitre 2.
4. **La collecte de données est appropriée.** Les données d'inventaire pour notre ACV proviennent de plusieurs sources secondaires, issues notamment des publications scientifiques. Nous n'avons pas utilisé de données primaires. Certaines hypothèses ont été faites lors de la modélisation de la batterie, parce que certains matériaux et procédés n'étaient pas représentés dans les bases de données. L'origine des données d'inventaire et les hypothèses réalisées sont expliquées plus en détail dans la section 2.2.1.2.
5. **L'interprétation des résultats est claire** et les **hypothèses** sont bien définies. Les résultats des analyses sont étudiés afin d'identifier les paramètres clés. Pour cela, plusieurs analyses *partielles* ont été faites – il s'agit des analyses isolées de certaines étapes de cycle de vie (comme la fin-de-vie ou la fabrication) et des

analyses des composants de la batterie (comme la cathode, ou le solvant de fabrication). Les résultats d'ACV sont développés en détail dans la section 2.2.1.3.

6. Une **analyse de sensibilité** a été faite sur certains paramètres clés afin d'identifier leur comportement (la variation des impacts environnementaux) lors de la modification de leurs valeurs.

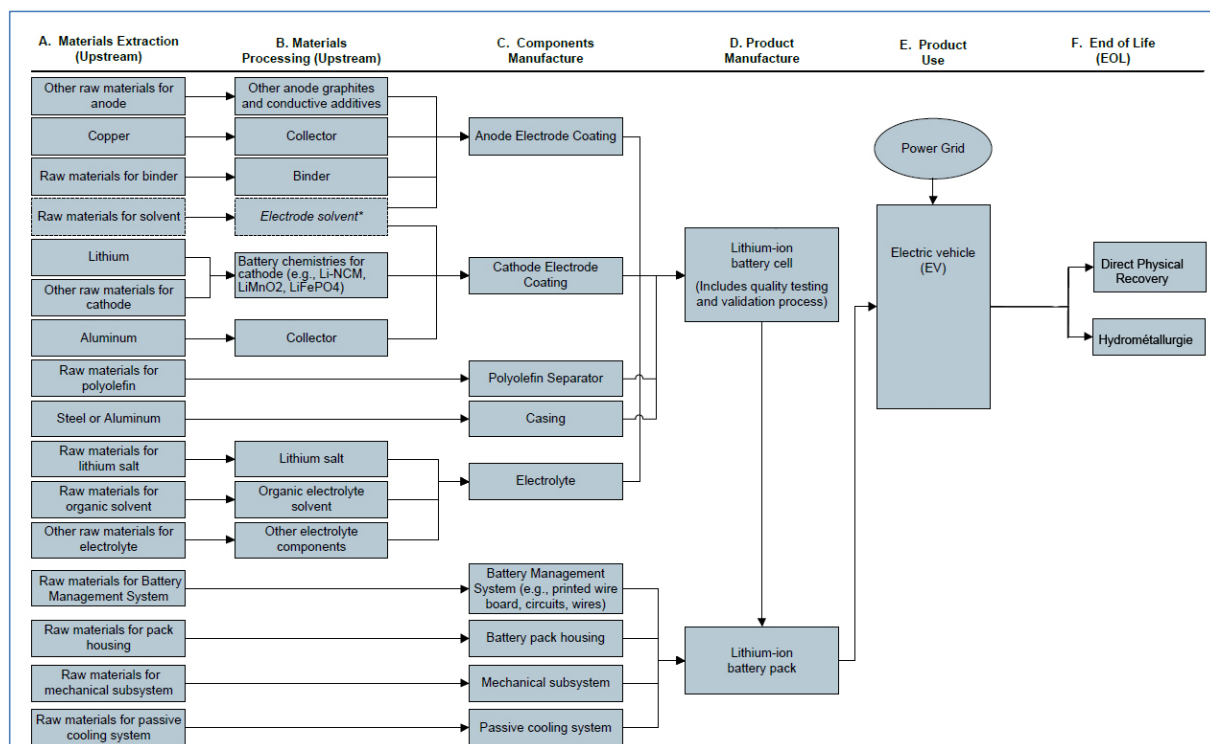


Figure 4.5. Frontières du système. Schéma du cycle de vie de la batterie Li-ion adapté à partir de (EPA, 2013).

2.2.1.2 Inventaire

Les données de notre étude proviennent de sources secondaires. Nous avons surtout utilisé les inventaires publiés par Ellingsen *et al*, Majeau-Bettez *et al*, Notter *et al* et Dunn *et al* (Dunn, Gaines, Barnes, et al., 2012; Ellingsen et al., 2013; Majeau-Bettez et al., 2011; Notter et al., 2010).

Les données concernant la partie extraction des matériaux sont issues de la base de données EcoInvent 2.0. La phase d'utilisation — identique pour les technologies LFP et NCM — est modélisée comme une consommation électrique à partir du réseau français de 33699,440 kWh. La phase de fin-de-vie a été étudiée en profondeur, afin de bien modéliser son impact. Quand le pack de batteries arrive en fin-de-vie, les composants auxiliaires sont désassemblés et envoyés vers une filière de recyclage spécifique selon le type de déchet. Enfin un procédé hydrométallurgique de fin-de-vie a été modélisé pour les deux technologies de batteries envisagées. La voie pyrométallurgique n'a pas été retenue à cause de son grand impact environnemental (Romare & Olofsson, 2013).

Pour la création de l'inventaire certaines hypothèses ont été considérées :

- A) Même durée de vie (nombre de cycles charge/décharge) pour les technologies LFP et NCM, comme dans l'étude d'EPA (EPA, 2013) d'où vient une grande partie des données utilisées dans ce travail. Néanmoins les différents auteurs ne sont pas d'accord sur ce point et des durées de vie différentes sont souvent attribuées à chaque technologie.
- B) Différentes densités énergétiques entre les deux technologies : 90 Wh/kg pour le LFP et 140 Wh/kg pour le NCM. Des divergences peuvent également être trouvées sur ce point dans la littérature. Cette différence de densité a une influence directe sur la masse de la batterie. Ainsi pour satisfaire la même unité fonctionnelle il faudrait des batteries de masse différente selon la technologie envisagée. Le pack de batteries NCM (cellules plus éléments auxiliaires) pèse ainsi 253 kg, dont 60% est due aux cellules (152 kg de cellules), et le reste du poids correspond aux éléments auxiliaires (PCS, BMS et Packaging ; au total, 101 kg d'auxiliaires) comme indiqué dans le Tableau 4.1. Les données concernant la masse de la batterie NCM et ainsi celles concernant les proportions de composants proviennent d'Ellingsen *et al.* (Ellingsen et al., 2013). Pour les batteries LFP les mêmes éléments auxiliaires sont utilisés (même masse de 101,2 kg) mais la masse des cellules a été augmentée afin de satisfaire l'unité fonctionnelle. Par conséquent le pack de batterie LFP pèse 337,3 kg, dont 236,1 kg de cellules LFP (voir Tableau 4.1).

Cette différence de masse est très importante pour la phase d'utilisation (plus de masse à déplacer, plus d'énergie requise), résultant en une augmentation de la consommation électrique par le véhicule allant jusqu'au 30% (Zackrisson et al., 2010).

| Pack batterie LFP | | Pack batterie NCM | |
|-------------------------|----------|-------------------------|-----------|
| Masse Totale | 337 kg | Masse Totale | 253 kg |
| dont Cellules (70% wt.) | 236kg | dont Cellules (60% wt.) | 152 kg |
| dont Auxiliaires | 101 kg | dont Auxiliaires | 101 kg |
| Densité Énergétique | 90 Wh/kg | Densité Énergétique | 140 Wh/kg |

Tableau 4.1. Masses de chaque pack de batterie Li-ion.

- C) La demande d'énergie cumulée (*cumulative energy demand*) de la fabrication des matériaux actifs est de 35,27 kWh/kg_{NCM} et de 28,61 kWh/kg_{LFP}. Néanmoins d'autres auteurs donnent les valeurs respectives de 39,6 kWh/ kg_{NCM} et 12,7 kWh/ kg_{LFP} (Dunn et al., 2015).
- D) Pour certains matériaux et procédés non disponibles dans la base de données (Ecoinvent 2.0) nous avons utilisé des approximations (« *proxies* ») ou des éléments similaires à ceux que l'on veut modéliser. Par exemple, la substance polyfluorure de vinylidène (PVDF), le liant utilisé pour maintenir la cohésion des particules des matériaux actifs sur chaque électrode, n'existe pas dans les bases de données, donc il a été remplacé dans l'ACV par des données de matériaux similaires, comme le polychlorure de vinyle (PVC), le tétrafluoroéthylène et le polyéthylène (Dunn, Gaines, Barnes, et al., 2012; Zackrisson et al., 2010). Il s'agit d'une pratique courante et très répandue. Nous la retrouvons aussi dans les inventaires dont nous nous sommes inspirés.

- E) Au niveau des composants de la batterie nous avons inclus les cellules de la batterie et des composants auxiliaires nécessaires pour son application dans l'automobile (Figure 4.6) : carte informatique (BMS, *battery management system*), le système de refroidissement passif (PCS, *passive cooling system*), et la structure physique qui assure les propriétés mécaniques nécessaires (*packaging*). Les données pour les éléments auxiliaires proviennent également de l'inventaire d'Ellingsen *et al.* (Ellingsen *et al.*, 2013).

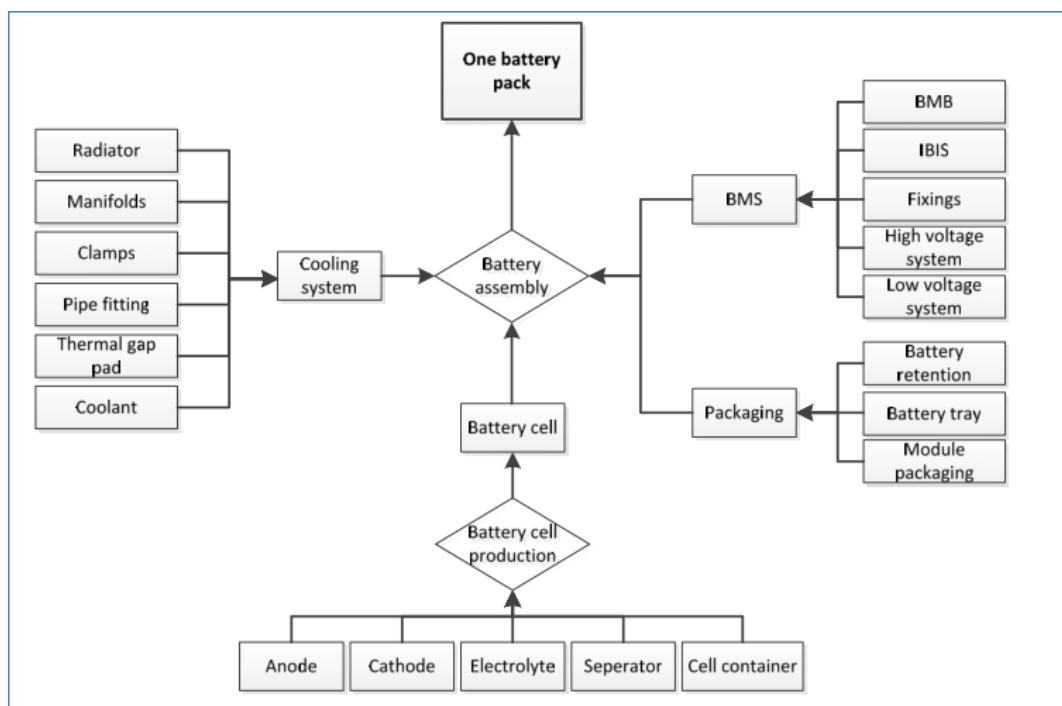


Figure 4.6. Schéma des composants utilisés pour construire la batterie. Les composants auxiliaires sont la carte informatique (BMS), le système de refroidissement passif (Cooling System) et la structure mécanique de la batterie (Packaging). (Ellingsen *et al.*, 2013).

- F) La façon de tenir compte des bénéfices environnementaux du recyclage consiste à considérer que lors du prochain cycle de vie les matériaux récupérés ne seront pas extraits de la nature (scénario de recyclage en boucle fermée). Il n'y aura pas donc de bénéfice environnemental dans le cycle de vie actuel, mais au contraire, les procédés de traitement en fin-de-vie consomment des ressources (consommables et électricité), et ils contribuent aux impacts d'une façon non négligeable (Dunn, Gaines, Sullivan, *et al.*, 2012).

2.2.1.3 Résultats d'analyse et son interprétation

Les impacts de tout le cycle de vie ont été calculés pour chaque technologie. Ensuite des études partiels du cycle de vie, étape par étape, ont été faites afin d'approfondir l'analyse. D'autres analyses sur des composants spécifiques de la batterie ont été réalisées, par exemple sur la cellule, ainsi que des études de sensibilité sur différents composants et procédés.

2.2.1.3.1 Analyse de tout le cycle de vie

Pour les deux technologies de batteries la plupart des impacts ont leur origine dans les étapes de fabrication et d'utilisation. Les impacts de l'utilisation (égales pour les deux batteries) sont surtout dus au mix énergétique français. Le recyclage a, de façon générale, un effet positif sur les impacts générés pour les deux batteries (bénéfice rapporté lors du prochain cycle de vie des batteries ; voir point F) de la section 2.2.1.2).

La Figure 4.7 est une comparaison des deux cycles de vie, du berceau à la tombe (*cradle-to-grave*), des packs de batteries LFP et NCM. Les impacts de la batterie LFP sont supérieurs à ceux de la batterie NCM, pour tous les indicateurs. Cela peut être expliqué par la plus grande masse de la batterie LFP par rapport à celle de NCM (337 kg face au 253 kg du pack NCM) à cause des différences de densité énergétiques. La plus grande partie des impacts de la technologie NCM est due à la présence du nickel et du cobalt, des métaux impactant et toxiques (EPA, 2013). Les impacts de la batterie LFP pour l'indicateur Eutrophisation ont comme origine le matériau actif LFP (à base de phosphates), très impactant dans cette catégorie. La grande différence d'impacts entre les deux technologies pour l'indicateur Ecotoxicité Aquatique est due au bénéfice environnemental du recyclage de la batterie NCM (bénéfice rapporté lors du prochain cycle de vie de la batterie).

Une grande partie des impacts de la technologie NCM est due à la présence du nickel et du cobalt (EPA, 2013). Pour la technologie LFP les impacts générés peuvent surtout être attribués à la consommation d'énergie, cette batterie a une plus grande masse, et elle a besoin de plus d'énergie pour sa fabrication (on rappelle que la masse du pack LFP est de 337 kg face au 253 kg du pack NCM).

Dans la suite, l'étape de fabrication et de fin-de-vie de chaque batterie sera étudiée afin de déterminer avec plus de précision les paramètres à l'origine des impacts environnementaux (paramètres clés).

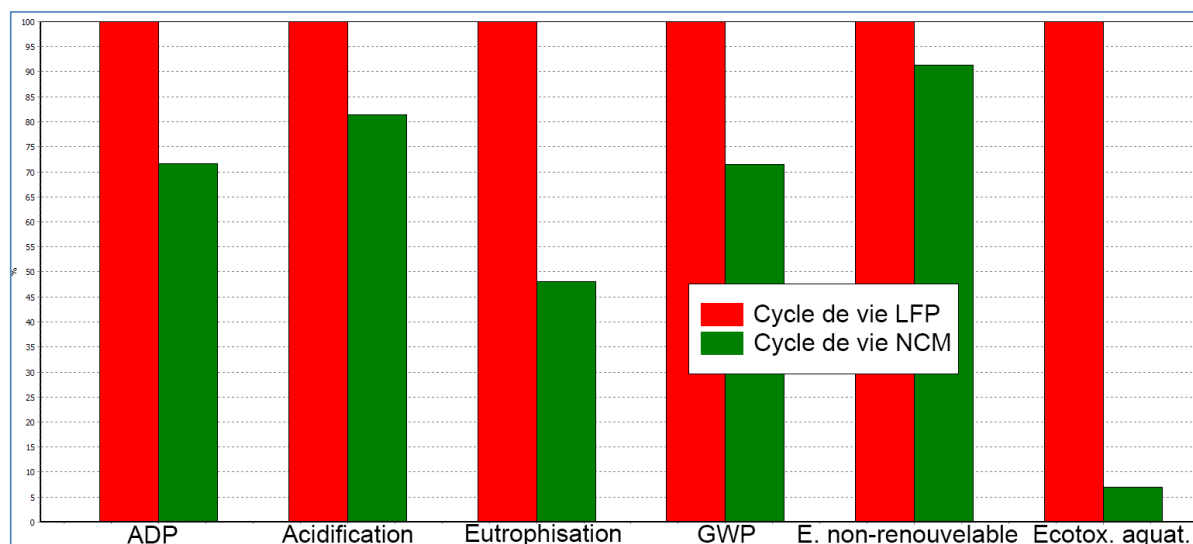


Figure 4.7. Comparaison des cycles de vie du pack LFP (337 kg en rouge) vs. pack NCM (253 kg en vert). Analyse de du cycle de vie entier (*cradle-to-grave*).

2.2.1.3.2 Analyse de l'étape de fabrication

Les impacts environnementaux de la fabrication des deux packs de batteries sont principalement dus aux cellules, du fait de leur masse par rapport à la masse totale de la batterie (70 et 60% du poids de pack de batteries pour LFP et NCM, respectivement) et à

l'utilisation de substances impactantes (matériaux actifs, solvants, etc.). Le procédé de fabrication des cellules est aussi très consommateur d'énergie.

La comparaison de l'étape de fabrication des deux batteries montre que la batterie LFP est plus impactante sur tous les indicateurs (Figure 4.8), de même que pour la comparaison de tout le cycle de vie. En général, cela est dû à la plus grande masse de cette technologie pour satisfaire le même service rendu. La batterie NCM, en contrepartie, utilise des composants impactants, tels que les métaux lourds (Ni et Co). Dans l'indicateur Ecotoxicité Aquatique la différence entre les deux batteries est plus faible par rapport au grand écart lors de la comparaison *cradle-to-grave*, parce que dans l'analyse actuelle (fabrication) l'étape de recyclage — qui amène des grandes bénéfices environnementales à la NCM — n'est pas incluse. Les impacts de la technologie LFP proviennent surtout des procédés consommateurs d'énergie (préparation de matériaux cathodiques, assemblage des cellules, etc.) tandis que pour la technologie NCM ils proviennent des matériaux.

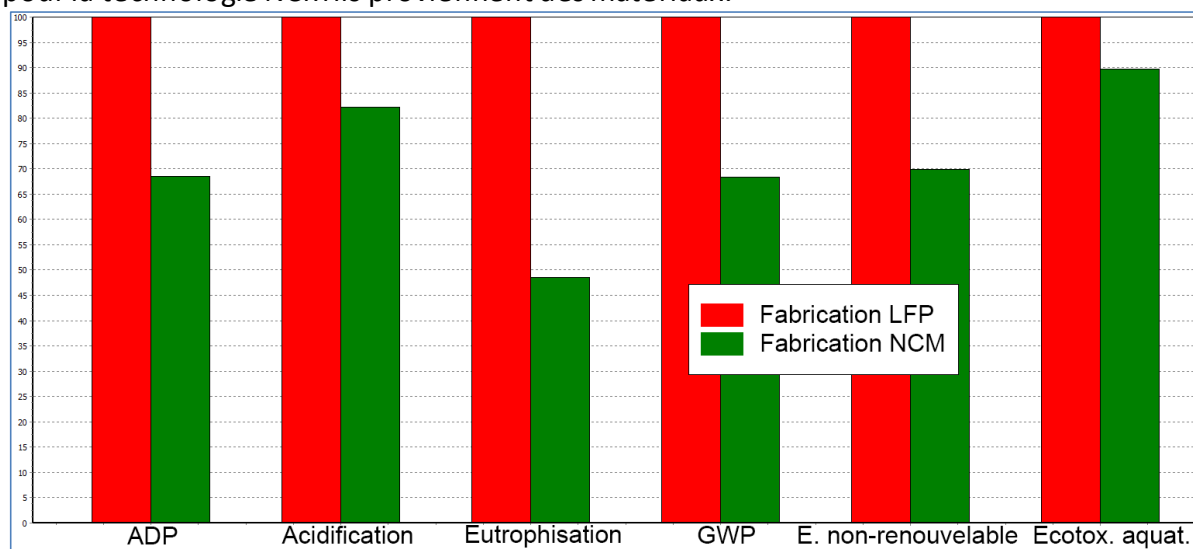


Figure 4.8. Comparaison de la fabrication (analyse *cradle-to-gate*) des deux packs de batteries, LFP (337 kg) en rouge vs NCM (253 kg) en vert.

La Figure 4.9 montre une comparaison détaillée de l'étape de fabrication des deux packs de batterie — il s'agit de données déjà présentées sur la Figure 4.8 mais analysées plus en détails cette fois-ci. Les composants et les procédés les plus impactants de chaque batterie sont représentés. Les impacts dus aux cellules — encadrés par un trait épais mixte à un point — représentent pour les deux technologies la plus grande partie des impacts du pack de batterie. A l'intérieur de la cellule, l'élément le plus impactant est en général l'électricité utilisée pour la fabrication de la cellule à cause du mix énergétique chinois, très carboné (dans le graphique : *CELL Electricity, China, LFP/NCM*), la cathode à cause des matériaux actifs (*CELL Cathode LFP/NCM*) et l'anode à cause du cuivre présent dans l'électrode anodique (*CELL Anode LFP/NCM*). Au niveau de l'indicateur d'Eutrophisation, les différences des impacts de la fabrication des cellules LFP et NCM, sont notables ; le composant actif cathodique LFP, LiFePO_4 , est très impactant dans cet indicateur. La cellule NCM est plus impactante que la cellule LFP dans les indicateurs Acidification et Ecotoxicité Aquatique, à cause de ses matériaux actifs cathodiques (métaux lourds).

En dehors de la cellule, le composant le plus impactant, pour les deux technologies, est le Packaging, à cause de son poids important, et la carte informatique (BMS).

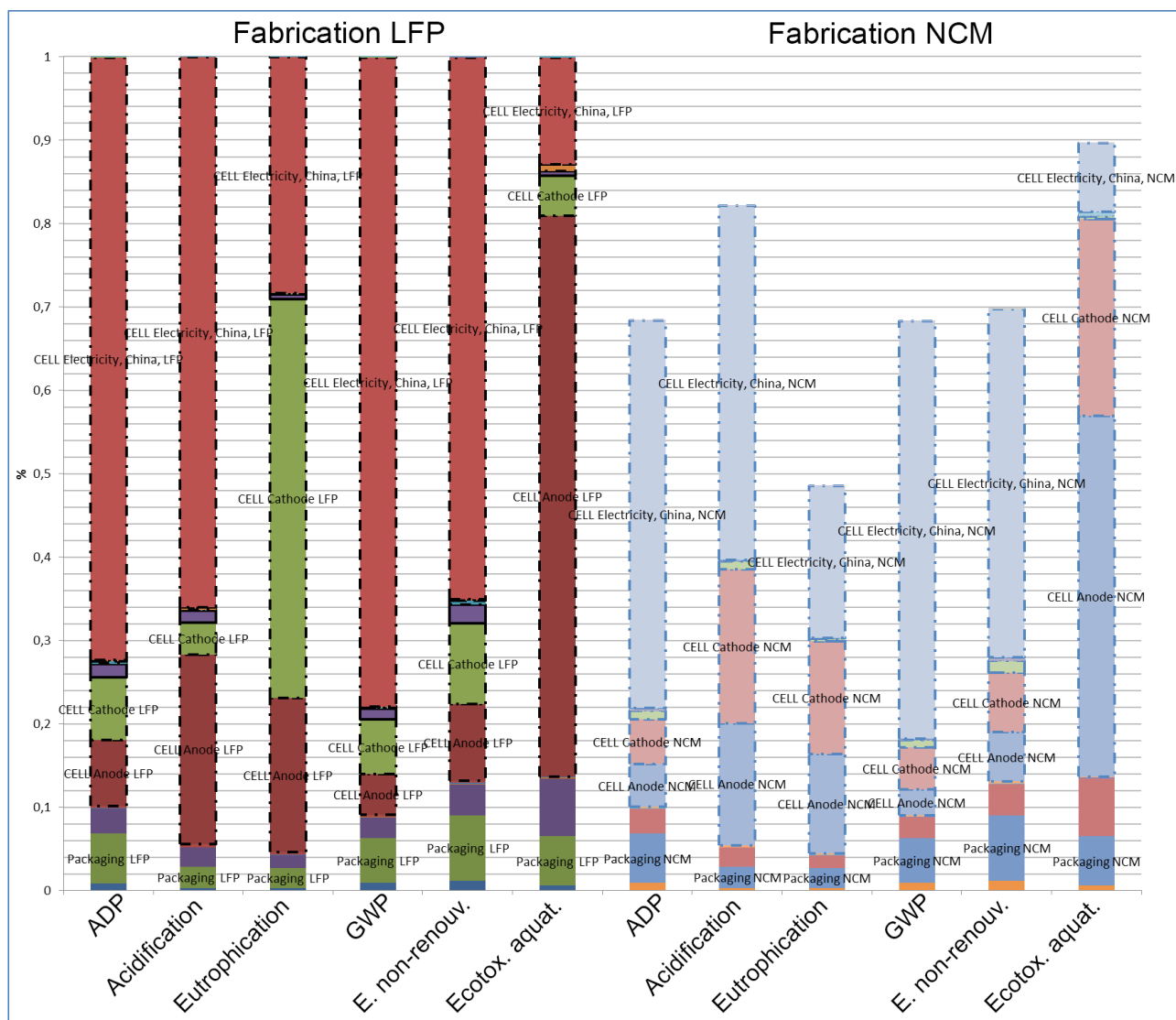


Figure 4.9. Comparaison des résultats d'analyse de l'étape fabrication (analyse cradle-to-gate) entre deux packs de batterie, LFP (rouge) et NCM (bleu). Les zones entourées d'une ligne pointillée représentent les cellules et dedans cette zone nous trouvons comment les impacts sont distribués entre les composants de la cellule.

Analyse partielle de l'impact du solvant NMP utilisé lors de l'étape de fabrication

Le solvant N-Méthyl-2-pyrrolidone généralement abrégée en NMP, est utilisé dans la préparation des matériaux actifs (cathodiques et anodiques) des deux batteries. Zackrisson *et al.* (Zackrisson et al., 2010) signalent l'effet nuisible de cette substance et affirment la possibilité de la remplacer par un solvant aqueux. Une comparaison entre deux pâtes cathodiques, une préparée avec le solvant NMP et l'autre avec un solvant aqueux (modélisé comme de l'eau ultra-pure) est montrée sur la Figure 4.10.

Il y a une nette diminution de tous les impacts environnementaux — comme l'affirment les auteurs cités — lors de la substitution du NMP pour l'ensemble des indicateurs. L'indicateur qui en bénéficie le plus est l'Énergie non-renouvelable et l'Appauvrissement des ressources abiotiques avec 35% environ de diminution.

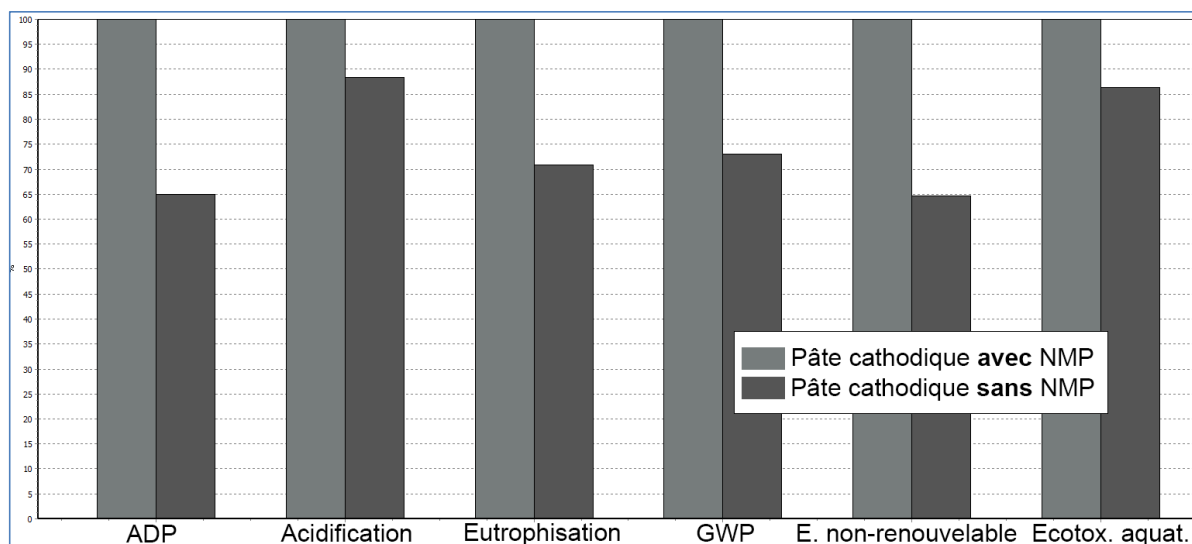


Figure 4.10. Comparaison des pâtes cathodiques LFP avec NMP et avec de l'eau dans leur préparation comme solvant.

2.2.1.3.3 Analyse de l'étape de fin-de-vie

Les traitements de fin-de-vie des batteries amènent, en général, des bénéfices environnementaux. La Figure 4.11 représente la comparaison entre les traitements de fin-de-vie pour les cellules LFP et NCM, 236 kg et 152 kg respectivement. Les deux traitements utilisent un procédé hydrométallurgique, qui est néanmoins différent pour chaque technologie, comme expliqué dans la section 2.3.2 du Chapitre 1.

Le bénéfice environnemental est modélisé comme une économie liée aux matériaux et procédés qui sont évités dans le cycle de vie suivant (recyclage en boucle fermée). C'est-à-dire que dans la fabrication des prochaines batteries il ne faudrait pas extraire de matériaux vierges parce qu'à leur place ces matériaux secondaires seront réutilisés (recyclés). La représentation dans les graphiques de ce bénéfice est un impact environnemental de signe « négatif ». Par exemple, les impacts de l'indicateur Acidification des deux batteries (Figure 4.11) ont un signe négatif. Cependant, parfois l'impact du procédé de recyclage est plus élevé que le bénéfice obtenu, comme dans le cas de l'indicateur Appauvrissement de ressources abiotiques (ADP) pour la technologie LFP, et d'une façon moins significative pour la technologie NCM.

Dans tous les indicateurs environnementaux, le traitement des cellules LFP est plus impactant (moins bénéfique) que celui des cellules NCM. Le traitement hydrométallurgique des cellules LFP a un impact plus grand que celui du traitement hydrométallurgique des cellules NCM — parce que la masse des cellules LFP à traiter est plus grande—. Les matériaux récupérés des cellules LFP (des phosphates) sont moins impactant que ceux des cellules NCM (du cobalt et du nickel). La récupération des matériaux très impactants (comme ceux des cellules NCM) rapporte des bénéfices environnementaux importants —on évite leur mise en décharge (qui provoque de lourds impacts environnementaux) et leur future extraction et transformation pour le prochain cycle de vie—. D'un autre côté, la récupération des matériaux *a priori* moins impactant (comme ceux des cellules LFP) rapporte moins de bénéfices environnementaux.

Pour les deux technologies, la récupération du cuivre — issu des électrodes anodiques — apporte un grand bénéfice environnemental. La récupération de l'aluminium — issu des électrodes cathodiques — résulte également en impacts bénéfiques, mais plus petits par

rapport à ceux de la récupération du cuivre. Le bénéfice environnemental de la récupération des sels de lithium est très limité par rapport aux autres substances déjà mentionnées.

Pour la cellule LFP, les éléments à récupérer en priorité afin de réduire les impacts environnementaux (paramètres clés) sont les métaux des électrodes (cuivre et aluminium) et l'électrolyte. Pour la cellule NCM, il s'agit des métaux lourds (nickel et cobalt) suivi des métaux des électrodes.

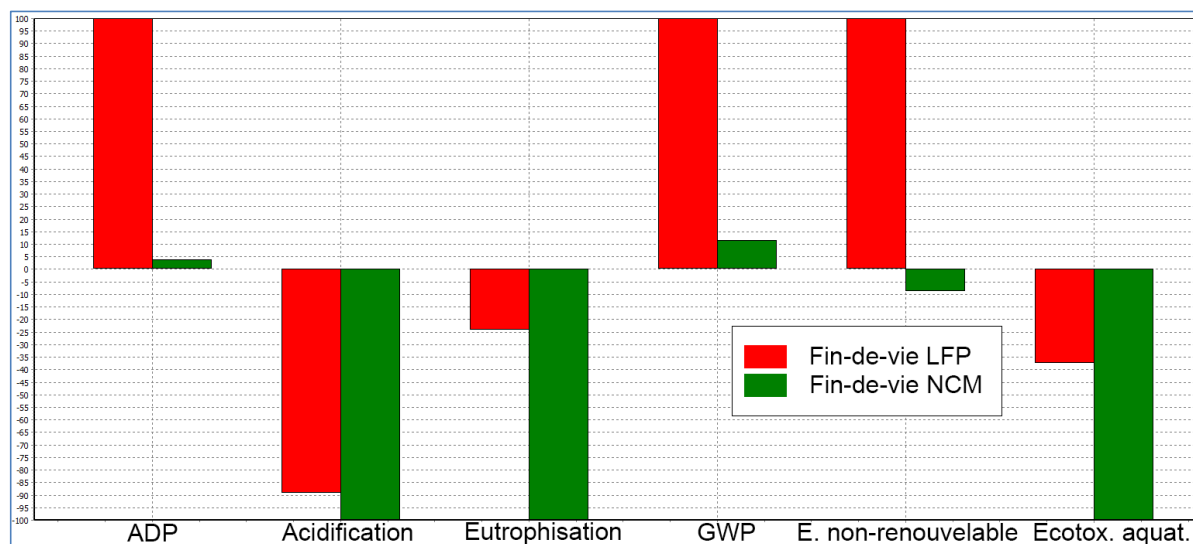


Figure 4.11. Comparaison de la **fin-de-vie** (seulement cellules). Procédé hydrométallurgique: 236 kg de cellules LFP (rouge) vs 152 kg de cellules NCM (vert).

Analyse de sensibilité du taux de récupération en fin-de-vie

L'analyse de sensibilité consiste à **faire varier les paramètres modifiables** du produit et à étudier les répercussions de ces variations sur les impacts environnementaux. Il s'agit d'une bonne méthode pour évaluer si un paramètre peut être considéré comme un *hotspot*. Pour le concepteur il est utile de connaître la sensibilité des paramètres aux variations pour pouvoir évaluer l'ampleur des efforts nécessaires pour améliorer les performances environnementales du produit.

Les paramètres intéressants à faire varier sont alors les paramètres clés. L'influence de la variation de taux de récupération de cuivre en fin-de-vie est étudiée parce que ce métal est à l'origine des grands impacts en fin-de-vie. La sensibilité à la variation des taux de récupération d'autres matériaux (lithium et électrolyte) est aussi analysée.

Variation du taux de récupération de cuivre à 85% ± 10%

La quantité de cuivre récupérée en fin-de-vie dépend du taux de récupération (*recovery rate*, RR) de ce métal. Le procédé hydrométallurgique modélisé a un taux de récupération de cuivre de 85% ; les 15% restant sont mis en décharge. La Figure 4.12 montre une comparaison des impacts du traitement hydrométallurgique pour des cellules LFP en faisant varier le taux de récupération de +/- 10% (RR Cu : 75, 85 et 95%).

L'influence de ce paramètre est significative dans toutes les catégories d'impacts, et plus particulièrement dans les catégories Acidification, Eutrophisation et Ecotoxicité aquatique. Dans la catégorie Eutrophisation, l'écart entre les impacts avec un taux de récupération de Cu de 75 et de 95% est de l'ordre de 45%, et près de 40% dans la catégorie Acidification.

Le paramètre « taux de récupération de cuivre » est sensible ; des petites variations affectent notablement les impacts environnementaux.

Ce paramètre est un PCM, car il est à l'origine de grands impacts, il est modifiable et en plus il est sensible aux variations.

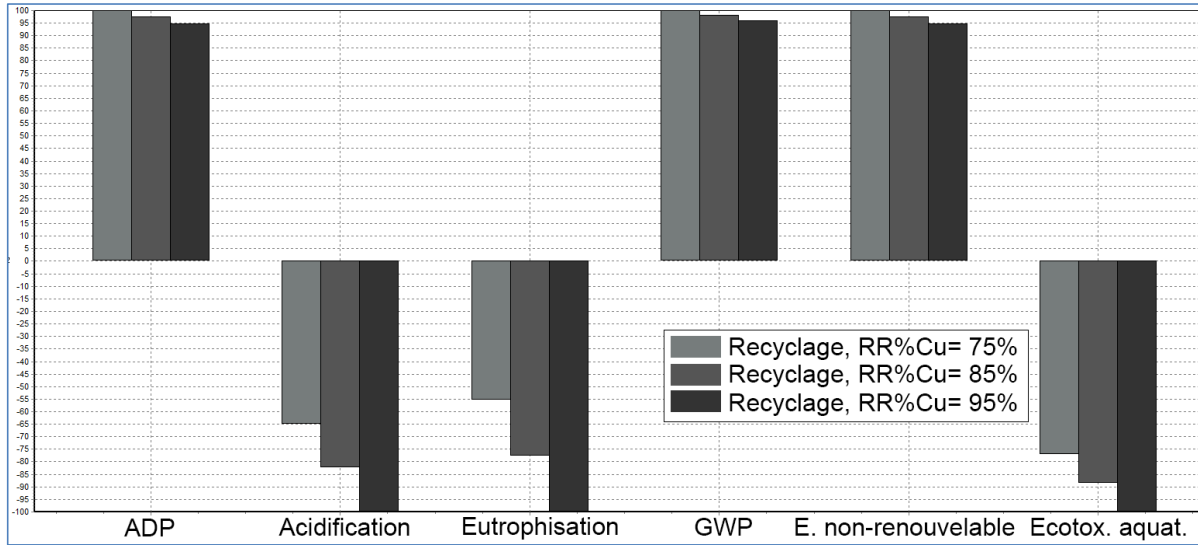


Figure 4.12. Comparaison des résultats de l'Hydrométallurgie appliqué aux cellules LFP avec un taux de récupération de Cu de 75%, 85 (standard) et 95%.

Variation taux de récupération de lithium, 95% ± 5%

Le lithium peut être récupéré en fin-de-vie sous forme de carbonate de lithium. Le taux de récupération de lithium dans le procédé de recyclage modélisé est fixé à 95%. La Figure 4.13 montre une comparaison des impacts du procédé hydrométallurgique LFP en faisant varier le taux de récupération du lithium de 90% à 100%, en passant par 95%.

Sauf pour l'indicateur Eutrophisation, la répercussion de cette variation est globalement très faible. Ce paramètre s'avère *a priori* moins intéressant pour le concepteur parce que les impacts associés au lithium sont déjà bas, comparés à d'autres paramètres. De plus, investir des efforts pour améliorer la valeur de ce paramètre ne produira pas des grands bénéfices environnementaux.

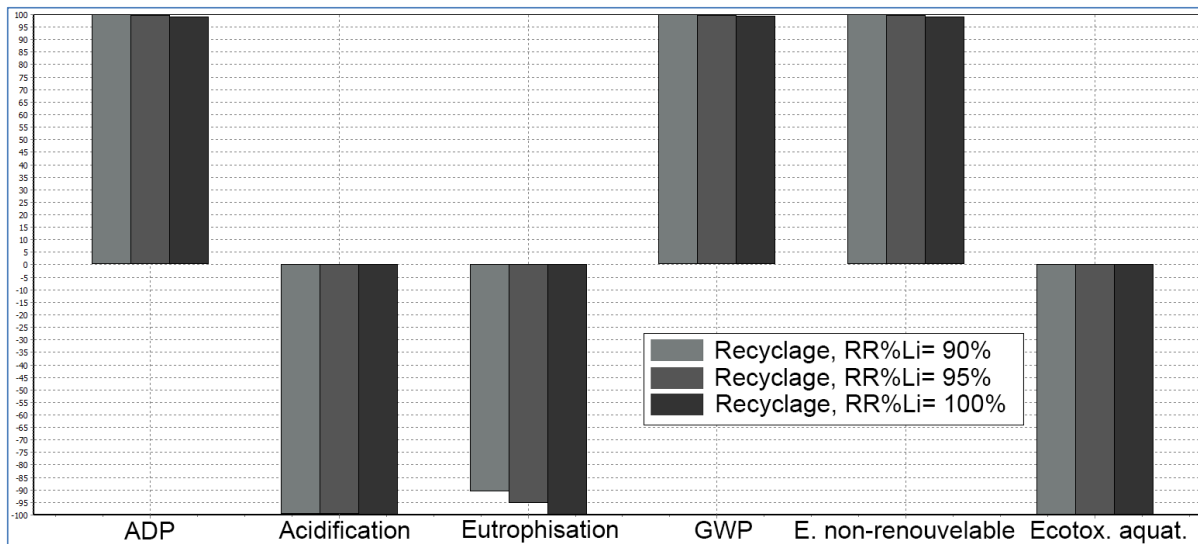


Figure 4.13. Comparaison des résultats de l'Hydrométallurgie appliqué aux cellules LFP avec un taux de récupération de Li de 90%, 95% (standard) et 100%.

Variation du taux de récupération de l'électrolyte autour de 80% ± 10%

La Figure 4.14 montre une analyse de sensibilité du taux de récupération de l'électrolyte. On a comparé trois taux différents : 70, 80 et 90% de l'électrolyte récupéré en fin-de-vie.

Ce paramètre est moins sensible que le taux de récupération de cuivre. Néanmoins une légère amélioration du bénéfice environnementale est à noter dans la catégorie Eutrophisation. Pour le reste des indicateurs l'amélioration est plus faible.

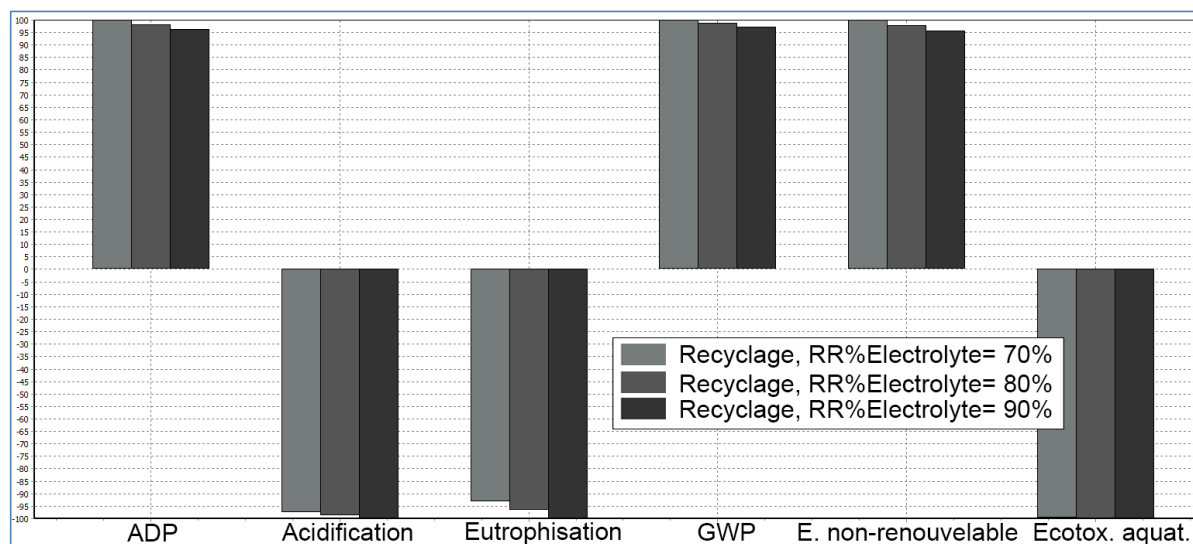


Figure 4.14. Comparaison des résultats de l'Hydrométallurgie appliqué aux cellules LFP avec un taux de récupération d'électrolyte de 70%, 80% (standard) et 90%.

2.2.1.4 Conclusion : Paramètres clés identifiés

Suite aux résultats de notre étude ACV des batteries Li-ion une série de paramètres clés a été identifiée. Certains de ces paramètres sont propres à chaque technologie (LFP ou NCM) et d'autres sont communs pour les deux technologies (Tableau 4.2). En général les impacts des batteries NCM sont liés à la présence du nickel et du cobalt et ceux de LFP sont dus aux procédés consommateurs d'énergie (à cause de la plus grande masse de LFP par rapport à NCM). Ces résultats sont, en général, en accord avec les résultats trouvés dans la littérature.

La quantité de cuivre se révèle comme un des principaux paramètres clés pour les deux technologies. Le cuivre est présent dans les câbles et les électrodes anodiques (en tant que collecteur du courant). Les impacts sont plus importants quand du cuivre vierge est utilisé. Le paramètre « quantité de cuivre » est en relation avec d'autres paramètres, comme la quantité de cuivre récupérée lors du recyclage (*recovery rate* de cuivre). Le même constat peut être fait pour l'aluminium, présent dans les électrodes cathodiques et les composants auxiliaires. Les composants auxiliaires — modélisés identiquement pour les deux technologies — sont des paramètres importants. Ils représentent environ un tiers de la masse du pack de batteries. Plus particulièrement c'est la carte informatique (BMS) qui est à l'origine des impacts à cause des métaux lourds qu'elle contient et le système de refroidissement à cause de l'aluminium du radiateur.

L'étape de fabrication de deux batteries est une source d'impacts environnementaux, à cause de la consommation d'énergie électrique du procédé de fabrication, alloué majoritairement au fonctionnement de la chambre anhydre (la salle où les cellules sont assemblées)(Dunn, Gaines, Barnes, et al., 2012; Ellingsen et al., 2013). A masse égale (par

kilogramme de matériau actif produit), la fabrication de NCM est plus énergivore par rapport à la technologie LFP. Pendant leur fabrication, les deux technologies utilisent le solvant organique NMP, nuisible dans plusieurs indicateurs. Le mix énergétique de fabrication et d'utilisation est un paramètre clé mais il n'est pas modifiable par le concepteur. Eventuellement le fabricant pourrait modifier le lieu de fabrication (pays) et ainsi modifier indirectement le mix énergétique de fabrication.

Dans la partie fin-de-vie le taux de matériaux récupérés (*recovery rate*) est un des principaux paramètres clé pour les deux batteries.

Dans la partie utilisation on remarque l'importance de la masse du pack de batterie (cellules et composants auxiliaires) et de son efficacité interne. La masse des cellules dépend directement de la densité énergétique du matériau actif cathodique. Ces deux paramètres sont responsables d'une consommation électrique additionnelle pour compenser les pertes énergétiques — plus de masse à déplacer, plus d'énergie à consommer.

Pour la batterie LFP nous avons identifié un paramètre clé propre à cette technologie : la présence des phosphates, provenant du matériau actif cathodique, LiFePO_4 . Il est particulièrement impactant dans l'indicateur Eutrophisation.

Pour la batterie NMC nous avons démontré l'importance des paramètres associés au nickel et cobalt. Ils contribuent à une grande partie des impacts environnementaux tout au long du cycle de vie, depuis la fabrication jusqu'à la fin-de-vie, et ce dans plusieurs indicateurs.

| Paramètres communs LFP et NCM | Paramètres spécifiques LFP | Paramètres spécifiques NCM |
|--|-------------------------------|--|
| Qtte. Cu dans la batterie Qtte. Cu vierge dans l'anode RR Cu | FePO_4 | Qtte. Ni dans la batterie Qtte. Co dans la batterie RR de Co RR de Ni |
| Qtte. Al dans la batterie RR Al | — | Fabrication matériau actif cathodique |
| Conso. Energie assemblage (chambre anhydre) | — | — |
| Solvant NMP | — | — |
| Mix énergétique fabrication <i>f</i> (<i>Lieu de fabrication</i>) | — | — |
| Mix énergétique utilisation <i>f</i> (<i>Lieu d'utilisation</i>) | — | — |
| Composants auxiliaires | — | — |
| Masse du pack de batterie <i>f</i> (<i>Densité énergétique cellulaire</i>) Efficacité électrique interne | — | — |

Tableau 4.2. Résumé des principaux paramètres clés obtenus grâce aux analyses environnementaux.

2.3 Création de la vue environnement

La vue environnement est construite grâce aux paramètres clés identifiés dans la section précédente. Cette connaissance environnementale représente le modèle de connaissance environnementale qui doit s'inscrire dans un modèle de données. Le modèle de données pour cette vue est composé des six indicateurs environnementaux et leurs principaux paramètres clés (Figure 4.15). Nous pouvons voir le top paramètres clés pour chaque indicateur, la quantité d'impact environnemental dans leurs unités respectives et le code de couleur (le plus rouge foncé, le plus d'impacts totaux).

Par exemple, pour l'indicateur Réchauffement Climatique (GWP) le « top paramètres clés » est d'abord l'électricité consommée lors de la fabrication de la cellule, suivi de l'électricité consommée pendant l'étape d'utilisation de la batterie et le traitement de fin-de-vie des cellules. Les paramètres qui présentent un bénéfice environnemental (économie de matériaux et d'énergie lors du prochain cycle de vie) sont marqués en vert clair, comme le traitement de fin-de-vie dans les indicateurs Acidification et Ecotoxicité aquatique.

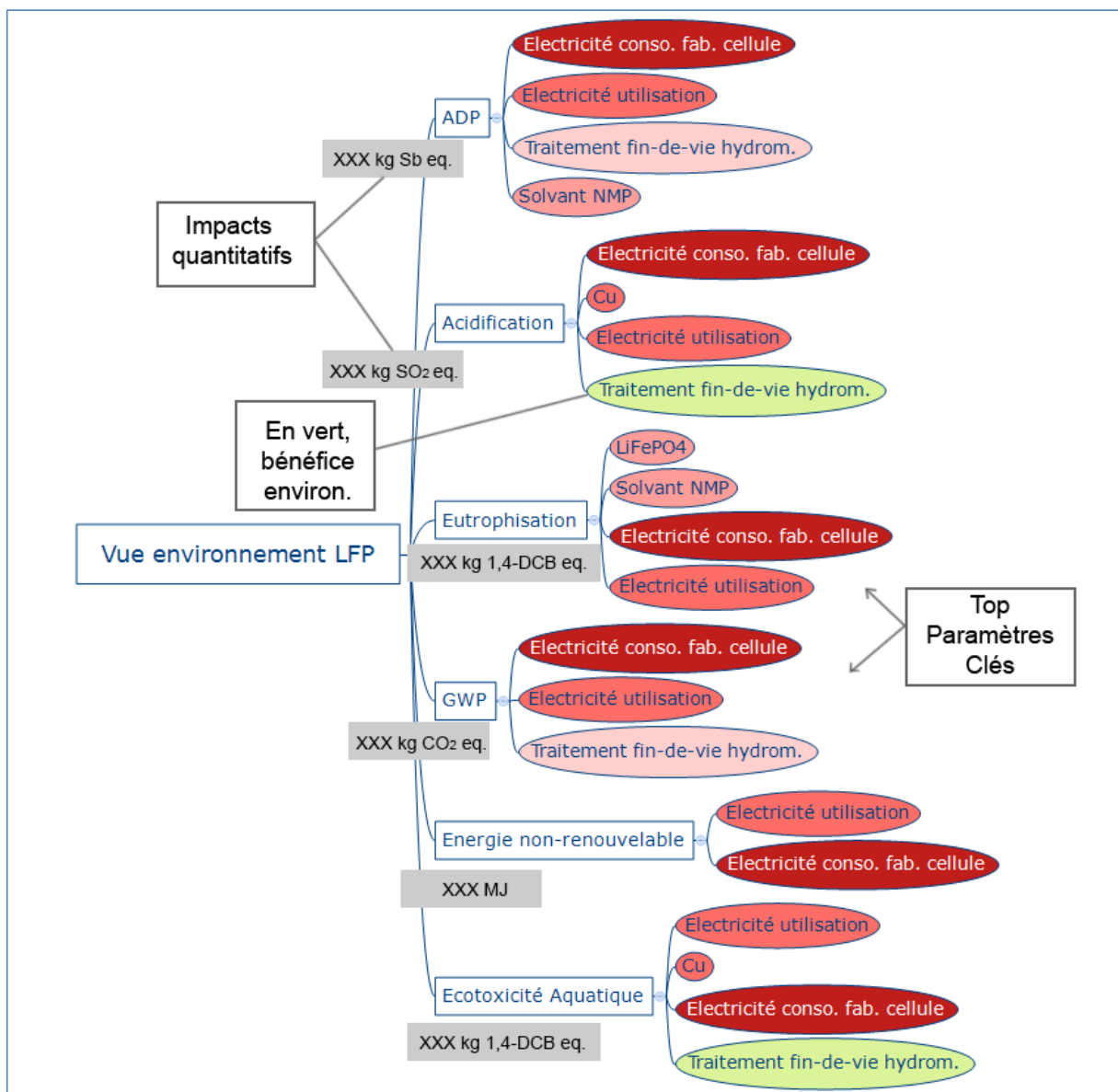


Figure 4.15. Vue environnement de la batterie Li-ion LFP.

2.3.1 Intégration de la vue environnement

L'intégration de la vue environnement est faite grâce à un code de couleurs sur les paramètres. Selon la quantité d'impacts provoqués par chaque paramètre une couleur plus ou moins foncée est utilisée. Les principaux paramètres clés sont affichés en rouge foncé, alors que les paramètres clés moins importants, en rouge clair, et les paramètres que n'amènent pas d'impacts environnementaux significatifs n'ont pas de couleur (blanc).

La Figure 4.16 montre le modèle produit pour une batterie Li-ion avec la vue environnement intégrée. Pour simplifier la représentation la plupart de relations entre paramètres ne sont pas représentées. Quelques relations entre les vues recyclage et fabrication sont néanmoins représentées pour signaler l'interdépendance de ces deux étapes à travers des paramètres partagés (le matériau actif cathodique, le cuivre, etc.). Dans cette figure et dans les Figures 4.17 et 4.18, les paramètres clés sont facilement identifiables. Par exemple le cuivre, le solvant NMP et l'énergie consommée pour l'assemblage de la cellule sont trois des principaux paramètres clés ; ils sont affichés en rouge foncé. Ils apparaissent aussi dans la vue environnement comme des contributeurs principaux à plusieurs indicateurs environnementaux.

De même que dans le MP de la Figure 4.1 les paramètres modifiables sont marqués en gras.

Le concepteur peut identifier rapidement les paramètres clés modifiables de la batterie Li-ion, mais pour pouvoir profiter pleinement de l'assistance du modèle produit il est nécessaire qu'une ACV soit réalisée en continu en parallèle. Comme expliqué dans le chapitre précédent cela permet la visualisation de l'évolution des impacts environnementaux et ainsi rendre possible l'identification des nouveaux paramètres clés qui peuvent éventuellement apparaître lors de la variation des paramètres clés déjà identifiés. Les transferts d'impacts entre paramètres et entre indicateurs d'impact deviennent aussi visibles.

Chapitre 4 : Construction du MPAE pour le cas d'étude des batteries Li-ion

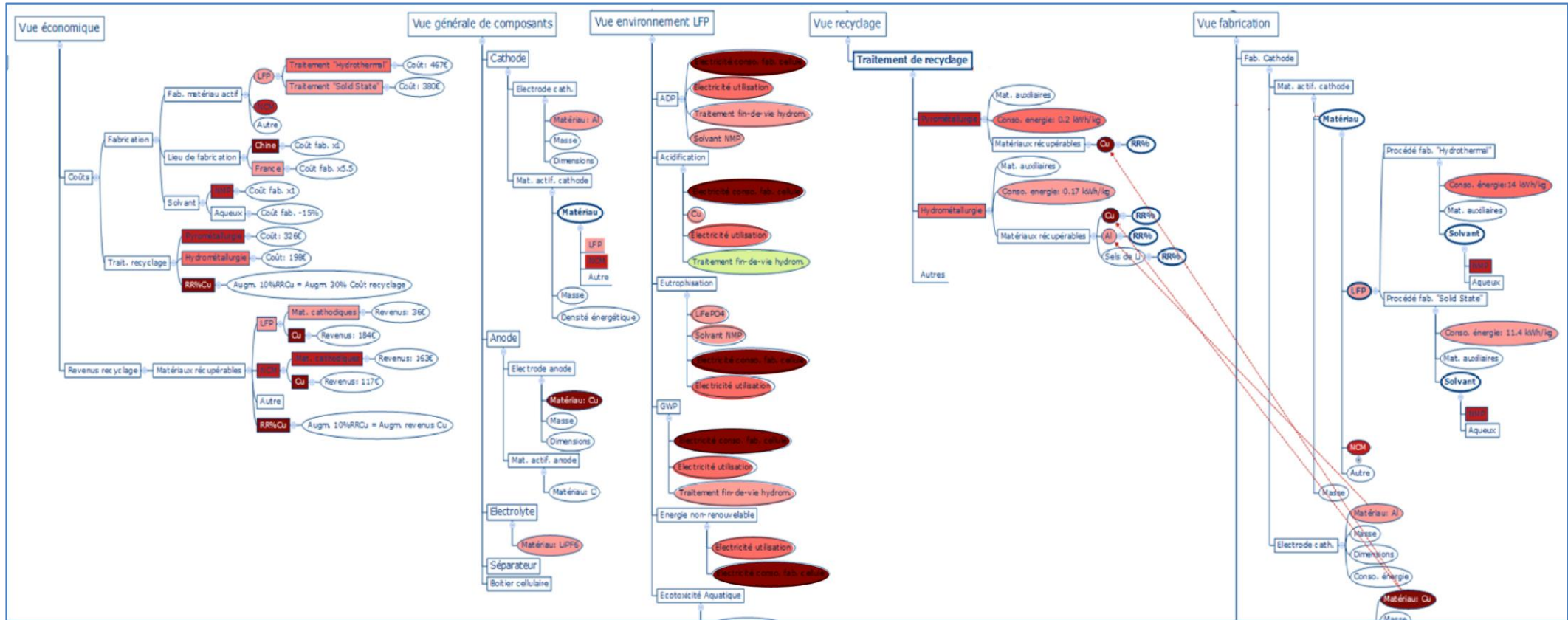


Figure 4.16. Modèle produit avec la vue environnement intégrée.

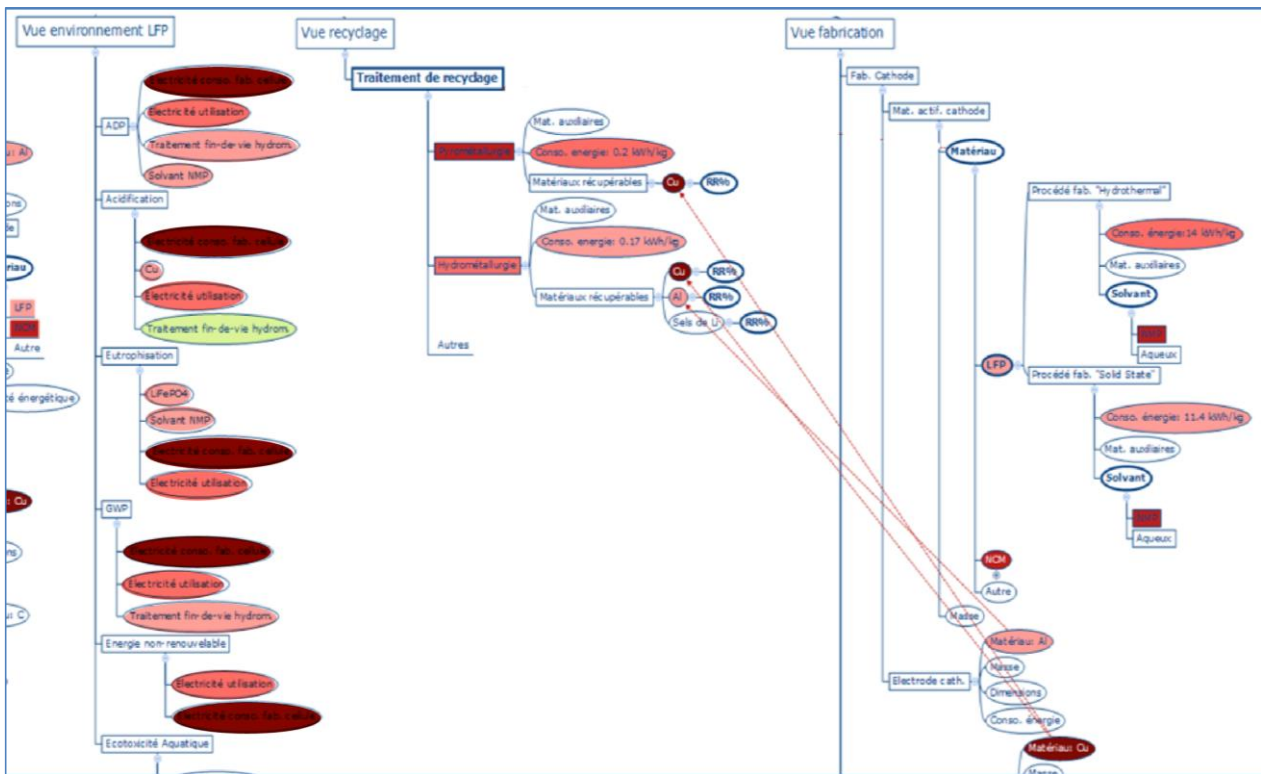


Figure 4.17. Modèle produit avec la vue environnement intégrée. Détail sur les vue environnement, recyclage et fabrication.

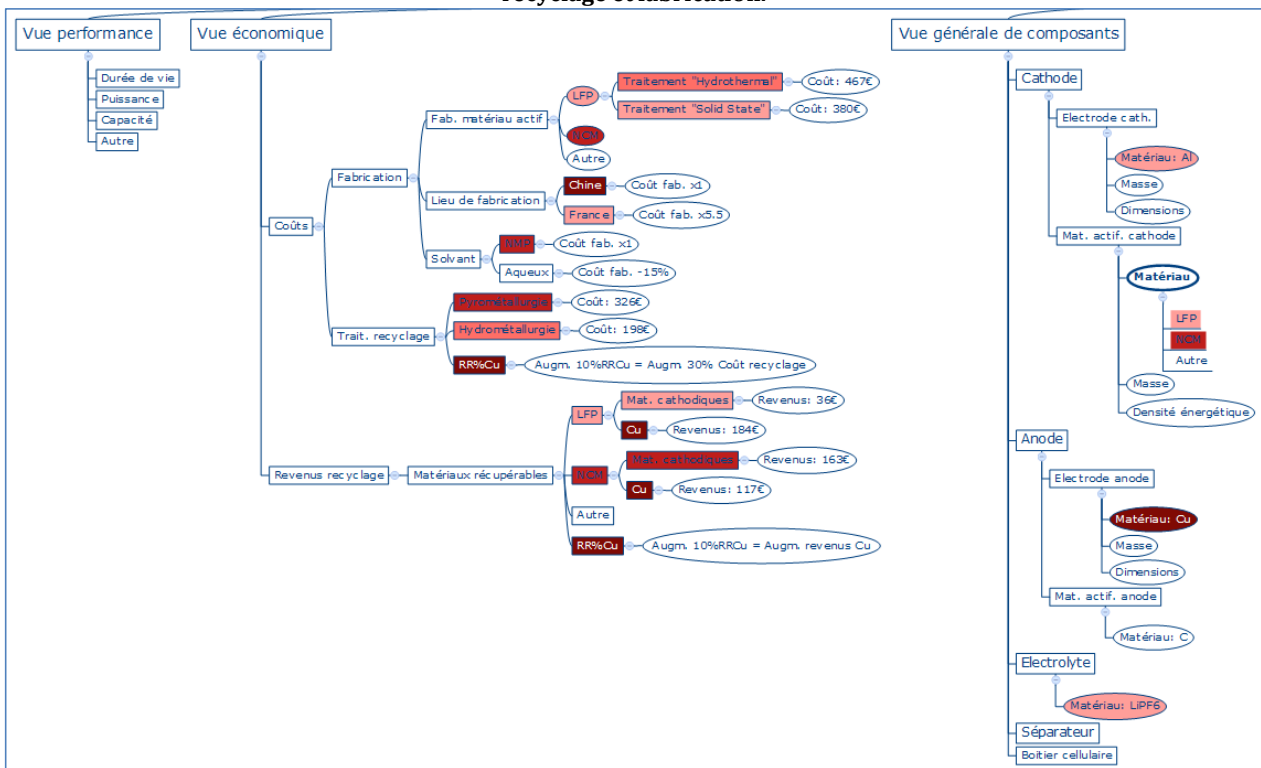


Figure 4.18. Modèle produit avec la vue environnement intégrée. Détail sur les vues performance, économique et générale.

3 Conclusions construction MPE

Dans ce chapitre nous avons montré la construction d'un modèle produit pour l'écoconception des batteries Li-ion. Il permet de considérer l'ensemble des étapes du cycle de vie et cela depuis une vision multicritère (environnementale, économique et performance). Le concepteur peut utiliser ce MPE afin d'entreprendre une démarche d'amélioration environnementale de la batterie; il peut visualiser les paramètres clé modifiables et observer l'évolution des impacts environnementaux lors de la variation de ces paramètres.

Dans le Chapitre 5 nous détaillons l'utilisation du MPE telle qu'elle peut être menée lors du processus de conception d'une batterie Li-ion. Nous expliquons comment le concepteur peut se servir du modèle proposé afin d'écoconcevoir la batterie.

Chapitre 5

Utilisation du MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion

"Mince est le sujet, mais non mince la gloire "
Virgile, *Géorgiques* (Livre IV: Les abeilles)

1 Introduction

Le modèle produit pour l'écoconception (MPE) proposé dans le Chapitre 3 est construit pour l'étude des batteries Li-ion dans le Chapitre 4. Le présent chapitre montre l'utilisation de ce MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion. L'objectif est de simuler l'utilisation dans un cas réel de conception et de montrer les bénéfices liés à son usage pour les concepteurs. En effet, les concepteurs vont pouvoir comparer les répercussions des choix de conception, en faisant varier des paramètres clé modifiables ce qui devrait leur permettre d'aller plus rapidement vers un compromis. De plus, l'utilisation du MPE va faciliter l'intégration des contraintes environnementales et de fin-de-vie et la prise en compte de l'évolution des relations entre acteurs lors de la conception.

Les données utilisées pour renseigner ce cas d'étude sont fictives; elles sont issues de calculs d'extrapolations ou d'hypothèses, et construites à partir de données secondaires. L'objectif de ce chapitre n'est pas d'éco-concevoir une batterie Li-ion, mais plus d'illustrer le fonctionnement du MPE avec des données proches de données réelles.

Les données économiques sont extrapolées à partir des valeurs économiques (théoriques) de la cathode d'après le travail de Gaines (Gaines, 2014), résumées dans la Figure 1.7, où sont montrés les prix des cathodes et les prix des composants utilisés dans la fabrication des cathodes pour plusieurs technologies Li-ion. Nous considérons que la différence entre ces deux prix est la « valeur ajoutée » lors de l'étape de fabrication, et qui est perdue (non récupérée) lors de la fin-de-vie (les traitements de recyclage actuels récupèrent des composants élémentaires, sans cette « valeur ajoutée »). La valeur économique récupérable en fin-de-vie est le prix des composants.

A part des matériaux cathodiques, le cuivre et l'aluminium présents dans la cellule – dans les électrodes anodiques et cathodiques, respectivement— sont aussi des métaux d'une considérable valeur économique : 4,5 et 2,5 €/kg pour le cuivre et l'aluminium (prix approximés à partir des données de *London Metal Exchange*, consulté en Juin 2016).

2 Utilisation du MPE dans le cas d'étude batterie Li-ion

2.1 Introduction et objectif de l'étude

L'objectif de cette étude fictive, est d'éco-concevoir une batterie Li-ion pour une application dans un véhicule électrique. Pour cela, le concepteur va se servir du MPE développé dans les chapitres précédents. Ce MPE va permettre aux concepteurs de comparer les répercussions de leurs choix de conception et de prendre des décisions en conséquence. En faisant varier les paramètres de conception modifiables, on peut observer l'évolution des impacts environnementaux et l'éventuelle modification des relations entre les acteurs.

Les objectifs du concepteur dans cet exemple sont doubles :

1. Concevoir la batterie en essayant de minimiser son impact environnemental.
2. Etudier la faisabilité d'un système de fabrication-recyclage en boucle fermée— le recycleur devient fournisseur du fabricant (*closed-loop recycling*) —.

2.2 Utilisation du MPE : Eco-concevoir la batterie Li-ion

Le MPE utilisé pour ce cas d'étude est celui de la Figure 4.8. Dans cette section, pour des raisons pédagogiques, la technologie Li-ion n'est pas un paramètre modifiable et elle *fixée* comme technologie Li-ion LFP (dans la section 2.4 la technologie Li-ion sera modifiée). Ainsi, une description des choix de conception est faite, en commençant par la modification des paramètres associés à l'étape de fabrication et aux modifications des paramètres de fin-de-vie associés.

2.2.1 Etape de fabrication

Le concepteur commence à faire varier des paramètres associés à l'étape de fabrication. En effet, il a pu constater qu'une grande partie des impacts environnementaux de la batterie sont liés à des paramètres associés à la fabrication de cellules Li-ion (LFP dans ce cas). Les principaux paramètres clés, affichés en différents tons de rouge dans la vue fabrication (Figure 5.1) et la vue économique (Figure 5.2), sont le cuivre utilisé dans l'anode, l'énergie d'assemblage, l'énergie du procédé de fabrication, le solvant NMP, etc.

Les paramètres modifiables de cette étape —et pour cet exemple— sont :

- Le **procédé de fabrication** LFP (procédé « *hydrothermal* » ou procédé « *solid-state* »),
- Le **solvant de fabrication** (NMP ou solvant aqueux) et,
- Le **lieu de fabrication** (Chine ou France).

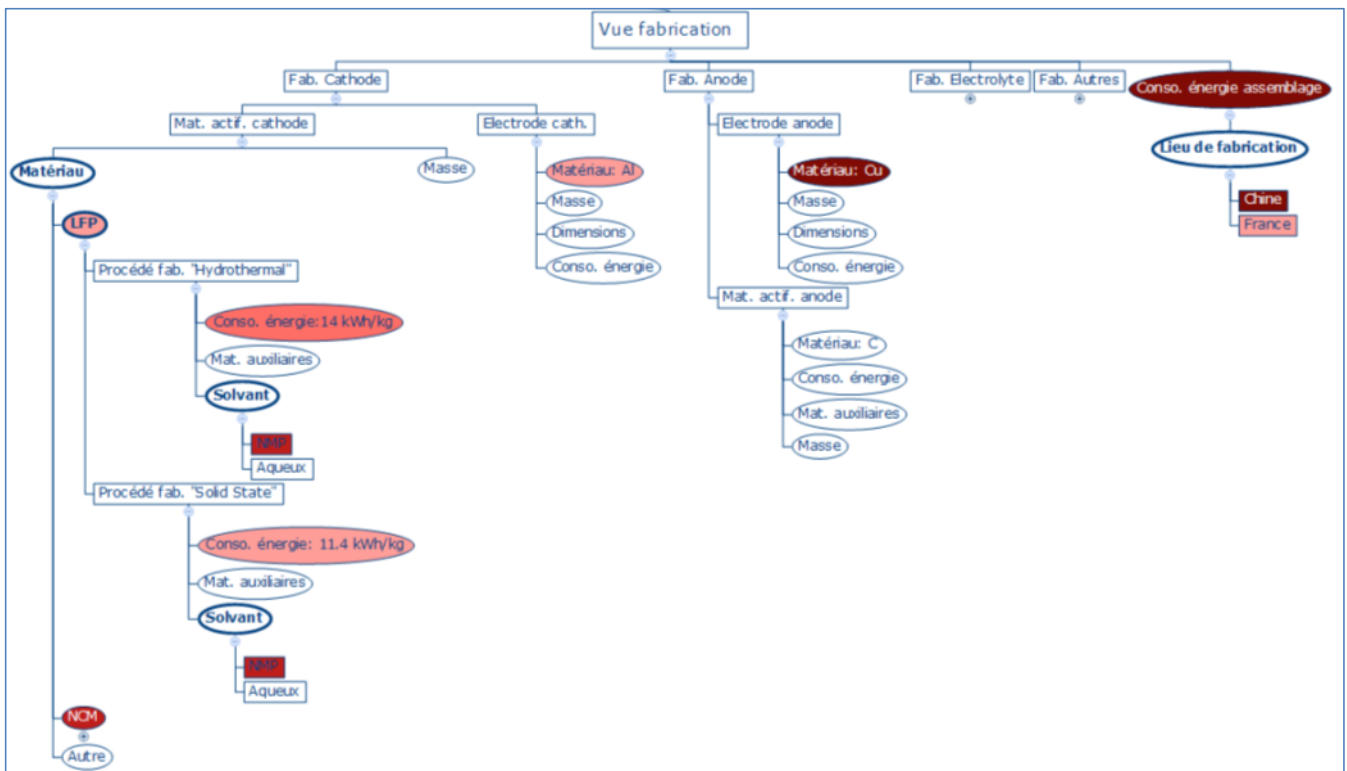


Figure 5.1. Vue fabrication du MPE d'une batterie Li-ion (technologie LFP).

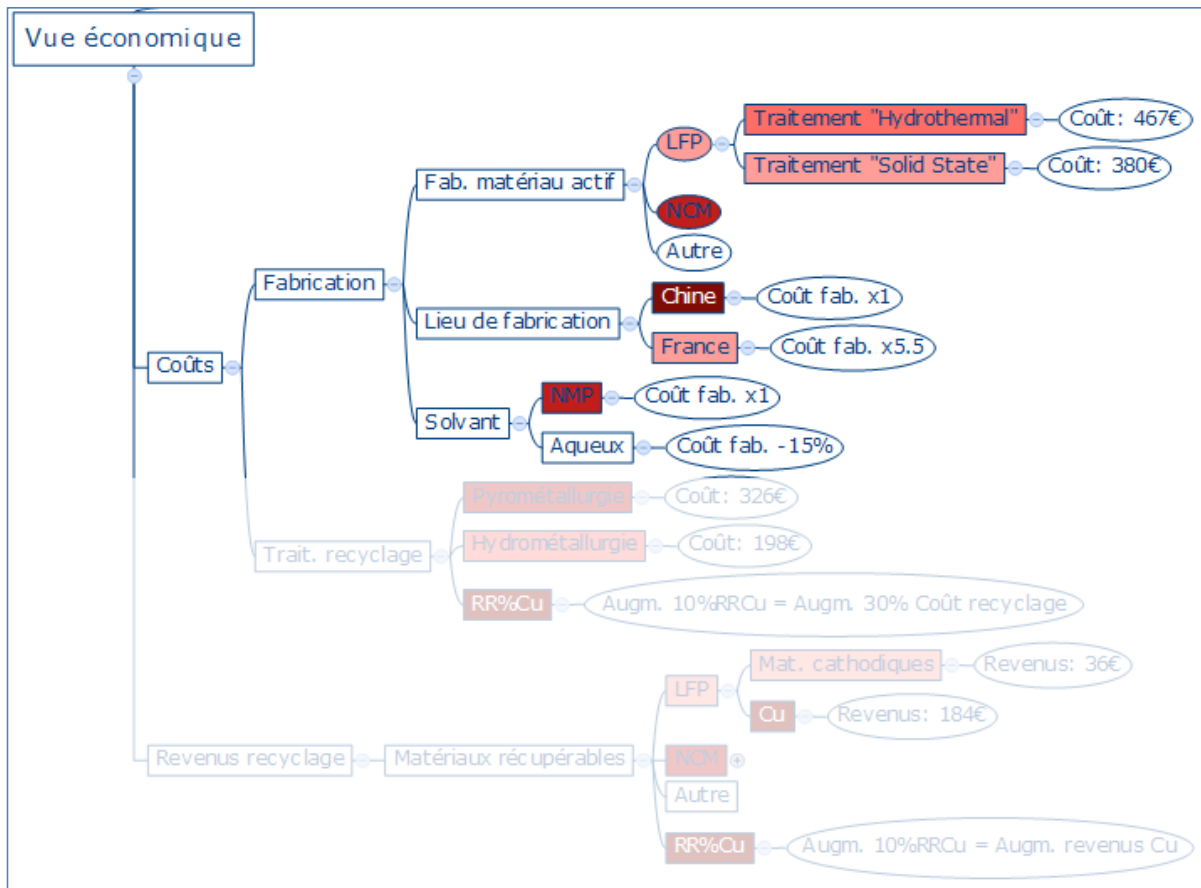


Figure 5.2. Vue économique du MPE d'une batterie Li-ion (technologie LFP). Détail sur la partie coûts de fabrication.

2.2.1.1 Procédé de fabrication

Deux options sont prévues pour ce paramètre : le procédé « hydrothermal » et le procédé « solid-state » (Dunn et al., 2015). On suppose que le procédé « hydrothermal » induit en général plus d'impacts que le procédé « solid-state » (Tableau 5.2). Les coûts de fabrication par batterie sont respectivement de 467 et 380 € pour le procédé « hydrothermal » et « solid-state », (Tableau 5.1).

2.2.1.2 Solvant de fabrication

Indépendamment du procédé de fabrication, deux options de solvant utilisé pour la préparation de la pâte cathodique sont prévues : solvant NMP ou solvant aqueux. Le NMP est largement plus impactant que le solvant aqueux, comme indiqué dans la section 2.1.1.3 du Chapitre 4 (Tableau 5.2). Le prix du solvant aqueux est inférieur à celui du NMP. Les coûts des procédés hydrothermal et « solid-state », utilisant un solvant aqueux, sont respectivement de 397 € et 323 € (Tableau 5.1).

2.2.1.3 Lieu de fabrication

Deux options sont prévues pour le lieu de fabrication : Chine et France. Ce paramètre est un des principaux paramètres clés de la batterie Li-ion (il est affiché dans la vue environnement du MPE comme dans les « top paramètres clés »). La fabrication en France rapporte une grande diminution des impacts environnementaux globaux mais augmente fortement les coûts de fabrication (Tableaux 5.1 et 5.2).

Ces trois paramètres clés modifiables a priori affectent seulement l'étape de fabrication ; ce sont des paramètres non-partagés par d'autres acteurs lors d'autres étapes du cycle de vie.

| Coûts en France, € | Avec NMP | Avec solvant aqueux |
|------------------------------------|------------|---------------------|
| Fabrication <i>hydrothermal</i> | 2568 | 2183 |
| Fabrication « <i>solid-state</i> » | 2090 | 1776 |
| Coûts en Chine, € | | |
| Fabrication <i>hydrothermal</i> | 467 | 397 |
| Fabrication « <i>solid-state</i> » | 380 | 323 |

Tableau 5.1. Résumé des coûts de l'étape de fabrication des cellules LFP pour différentes valeurs des paramètres modifiables.

| Impacts environ. en France | Avec NMP | Avec solvant aqueux |
|------------------------------------|--------------------|---------------------|
| Fabrication <i>hydrothermal</i> | Elevés | Modérés |
| Fabrication « <i>solid-state</i> » | Modérés | Bas |
| Impacts environ. en Chine | | |
| Fabrication <i>hydrothermal</i> | Très élevés | Elevés |
| Fabrication « <i>solid-state</i> » | Elevés | Modérés |

Tableau 5.2. Résumé des impacts environnementaux de l'étape de fabrication des cellules LFP pour différentes valeurs des paramètres modifiables.

2.2.1.4 Modification des paramètres de fabrication

Le concepteur utilise le MPE pour comparer les répercussions des différentes options de conception envisagées dans les paragraphes précédentes. Pour réaliser une comparaison judicieuse il leur faut établir un « **état de référence** ». Il s'agit de donner des valeurs « initiales » aux paramètres modifiables, définir des valeurs par défaut. Pour cet exemple nous avons choisi une fabrication en Chine, avec un procédé hydrothermal et utilisant du NMP. Nous aurions pu choisir d'autres valeurs pour l'état de référence, cela n'aurait pas affecté le fonctionnement du MPE. Dans les Tableaux 5.1 et 5.2 l'état de référence est marqué en caractères gras. Les coûts de fabrication de référence pour une batterie LFP sont de 467€ et leur impact environnemental est « *très élevé* ». L'état de référence est représenté dans Figure 5.3, où les vues de fabrication, environnement et économique sont représentées. La vue recyclage du MPE n'est pas représentée parce que les variations des trois paramètres modifiables sélectionnés n'affectent pas cette vue et donc l'étape de fin de vue. La vue performance et générale ne sont pas non plus représentées.

Le concepteur fait varier les valeurs de ces trois paramètres modifiables et il observe l'évolution des impacts environnementaux et les conséquences économiques. D'abord il identifie la consommation d'énergie pour l'assemblage des cellules comme un des principaux paramètres clé, qui peut être indirectement modifié grâce au paramètre « lieu de fabrication ». Le paramètre « *Conso. énergie assemblage* » apparaît dans la vue environnement comme un des plus importants paramètres clé, et ceci pour plusieurs indicateurs. **Le concepteur décide de situer la fabrication en France** (Figure 5.4). Cette décision rapporte une grande diminution des impacts environnementaux. Le paramètre « *Conso. Energie assemblage* » devient rouge clair et d'autres paramètres affichés dans la vue environnement deviennent des paramètres clé (par exemple, le solvant NMP devient le deuxième paramètre clé pour l'indicateur ADP et le cuivre le premier paramètre clé pour l'indicateur Acidification). Ainsi, des *nouveaux* paramètres clé apparaissent dans la vue environnement lors de la *disparition* de « *Conso. Energie assemblage* », comme le cuivre

dans Eutrophisation et le solvant NMP dans le Réchauffement Climatique, l'Energie non-renouvelable et l'Ecotoxicité aquatique.

La modification du lieu de fabrication a aussi des fortes répercussions économiques. Les coûts de fabrication ont augmentés jusqu'à 1776 € par batterie LFP (5,5 fois plus élevés par rapport à l'état de référence). Cette configuration de paramètres, même si elle apporte une amélioration environnementale, ne paraît pas adéquate à niveau économique. Par conséquent le concepteur va essayer une autre configuration des valeurs des paramètres afin de concilier les aspects environnementaux et économiques.

Le concepteur retourne visualiser l'état de référence et modifie cette fois le type de procédé de fabrication des cellules (Figure 5.5). Quand il sélectionne le **procédé de fabrication « solid-state »** les impacts environnementaux diminuent légèrement et les coûts de fabrication diminuent aussi—380 € face aux 467 €--, par rapport à l'état de référence. Les impacts n'ont pas assez diminué pour modifier l'ordre d'importance des paramètres clé dans la vue environnement. Ils restent les mêmes et ont le même ordre que pour l'état de référence. Le choix du concepteur est de rester sur ces valeurs de paramètres parce que cela n'apporte que des *bénéfices*.

Ensuite, il décide de **changer le solvant NMP par un solvant aqueux**, tout en gardant le procédé « *solid-state* » et la fabrication en Chine (Figure 5.6). Les impacts environnementaux ont encore diminué sensiblement de même que les coûts de fabrication —jusqu'à 323 € --. Dans la vue environnement le « top paramètres clé » a de nouveau changé lors de cette modification de la valeur du solvant. Le solvant NMP n'apparaît plus dans la vue environnement donc d'autres paramètres ont pris sa place et des nouveaux paramètres clé apparaissent aussi (le matériau actif cathodique LiFePO_4 dans l'indicateur Réchauffement climatique). Le concepteur décide de garder cette valeur pour le paramètre solvant de fabrication (solvant aqueux), parce qu'il apporte une amélioration au niveau des impacts et au niveau des coûts.

Chapitre 5 : Utilisation du MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion

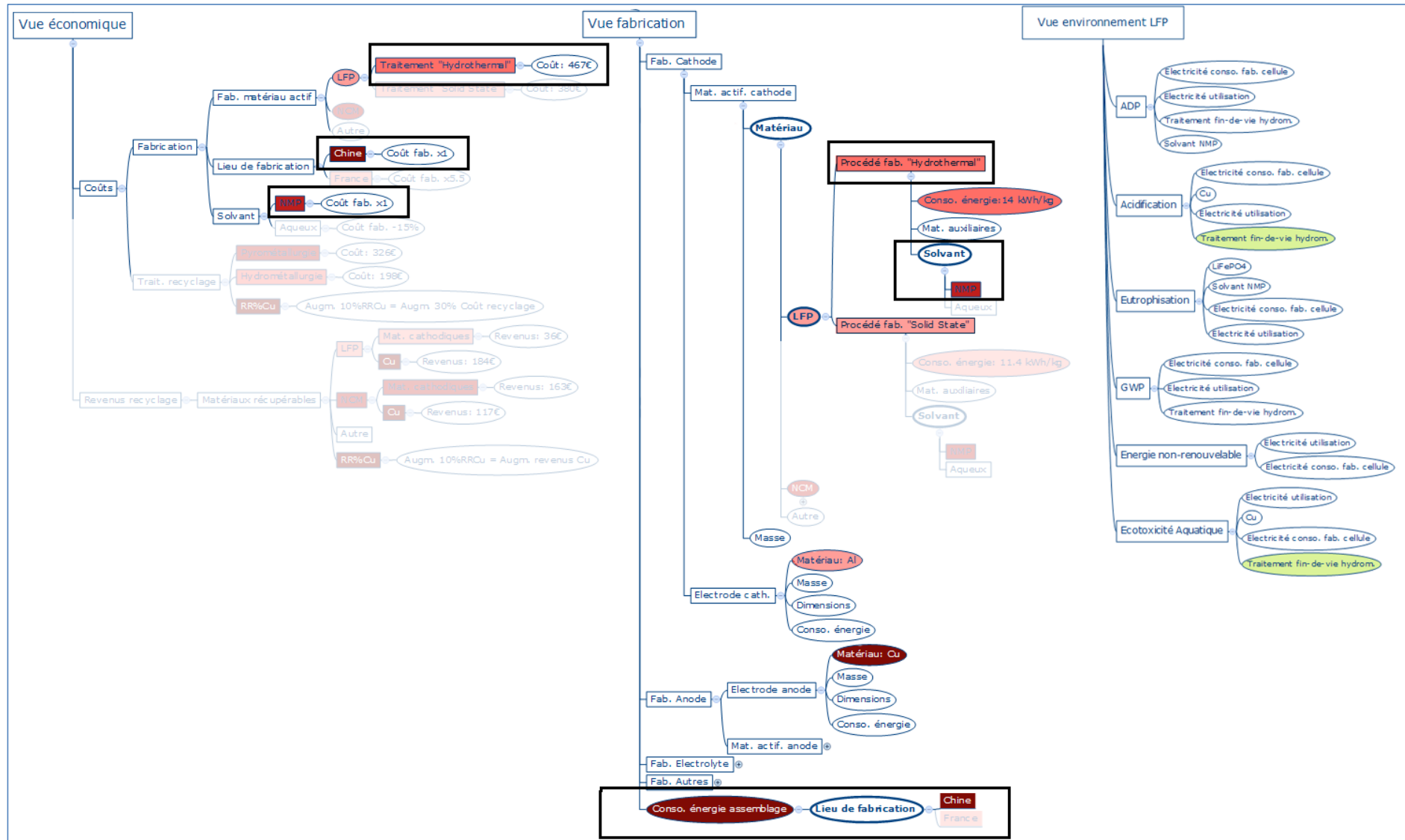


Figure 5.3. MPE Batterie Li-ion. Détail sur les vues économique et fabrication. Etat de référence : fabrication en Chine, utilisant un traitement « hydrothermal » et du solvant NMP.

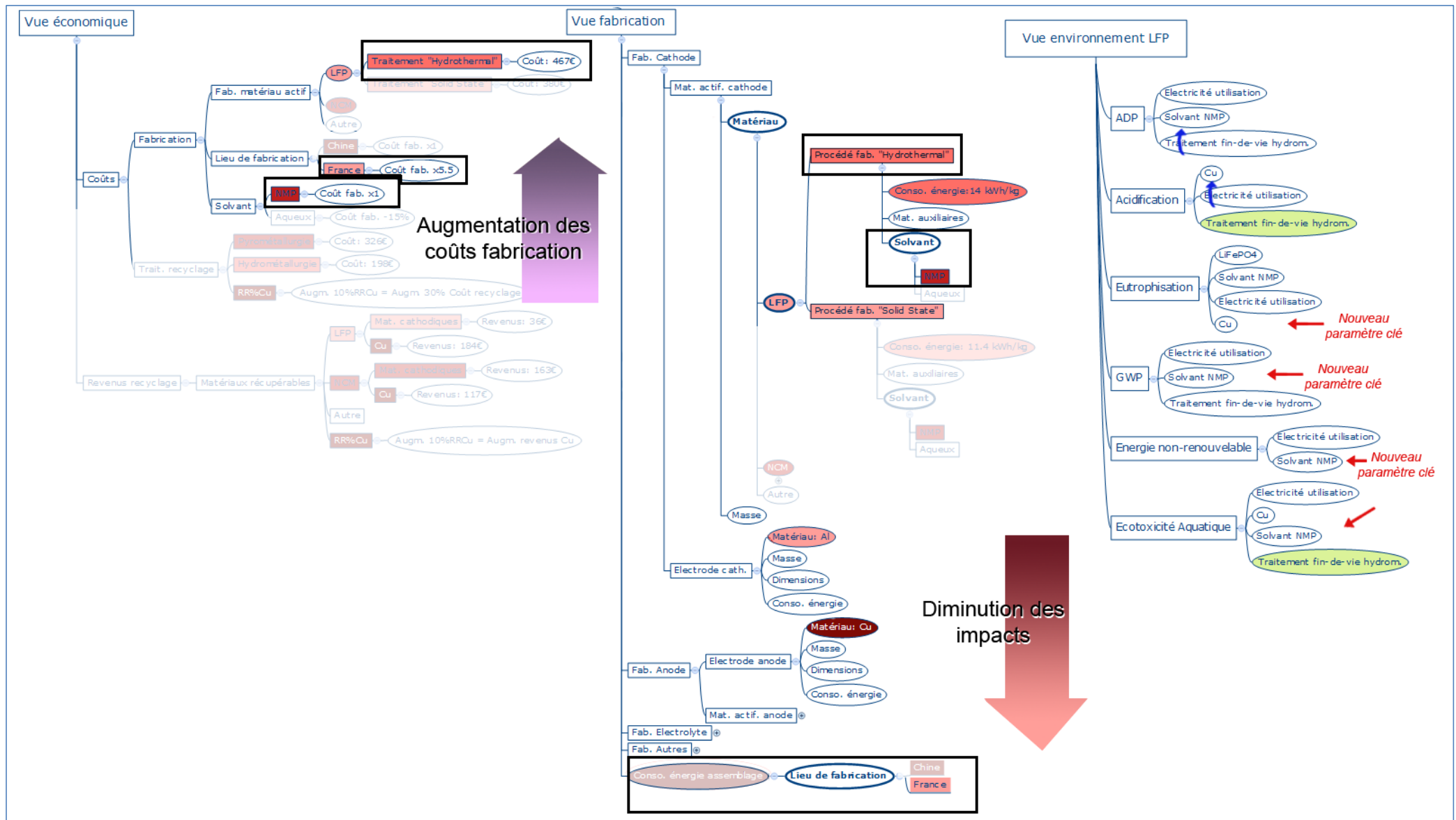


Figure 5.4. MPE Batterie Li-ion. Détail sur les vues économique et fabrication. Modification du lieu de fabrication : France.

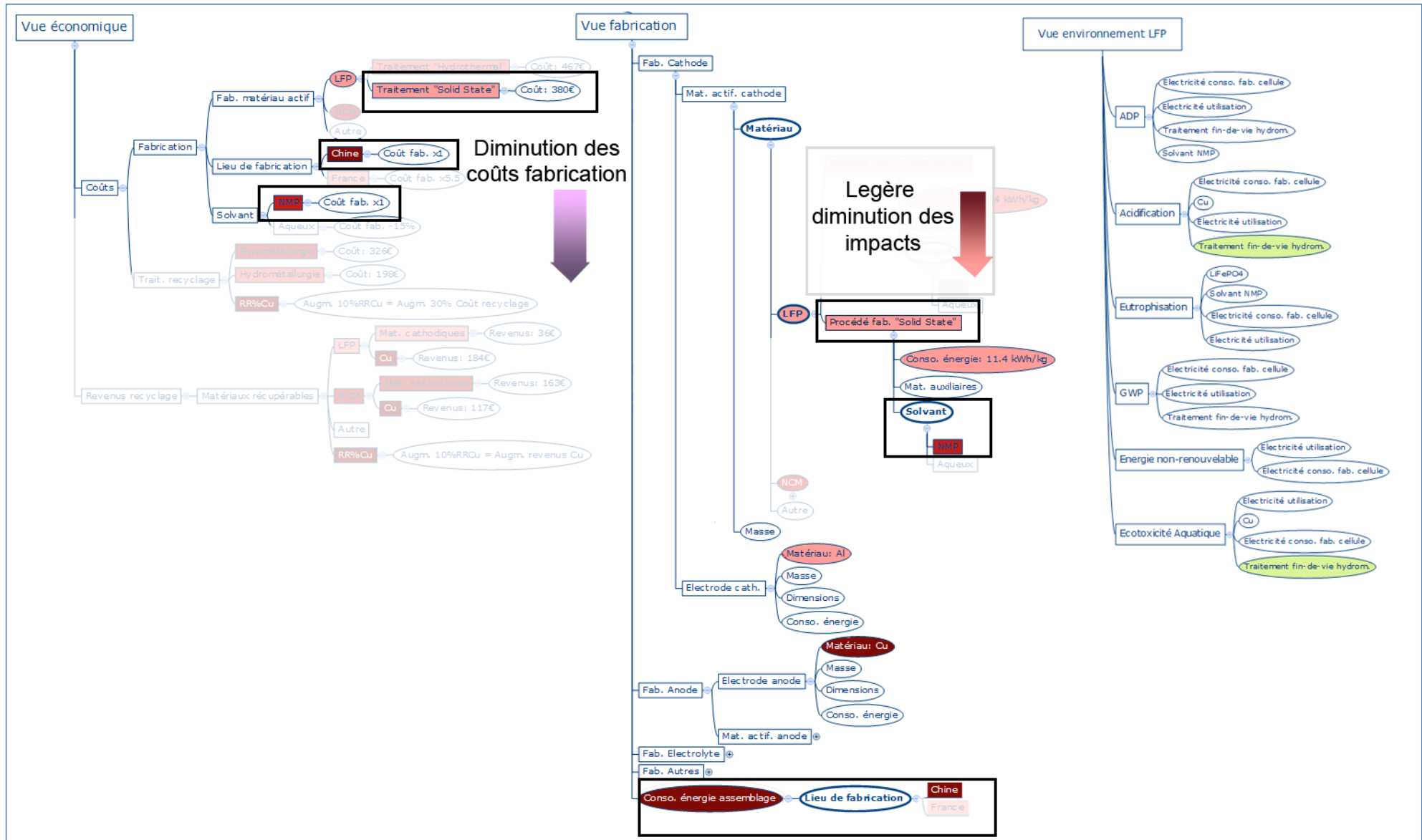


Figure 5.5. MPE Batterie Li-ion. Détail sur les vues économique et fabrication. Etat de référence mais avec un procédé de fabrication « solid-state ».

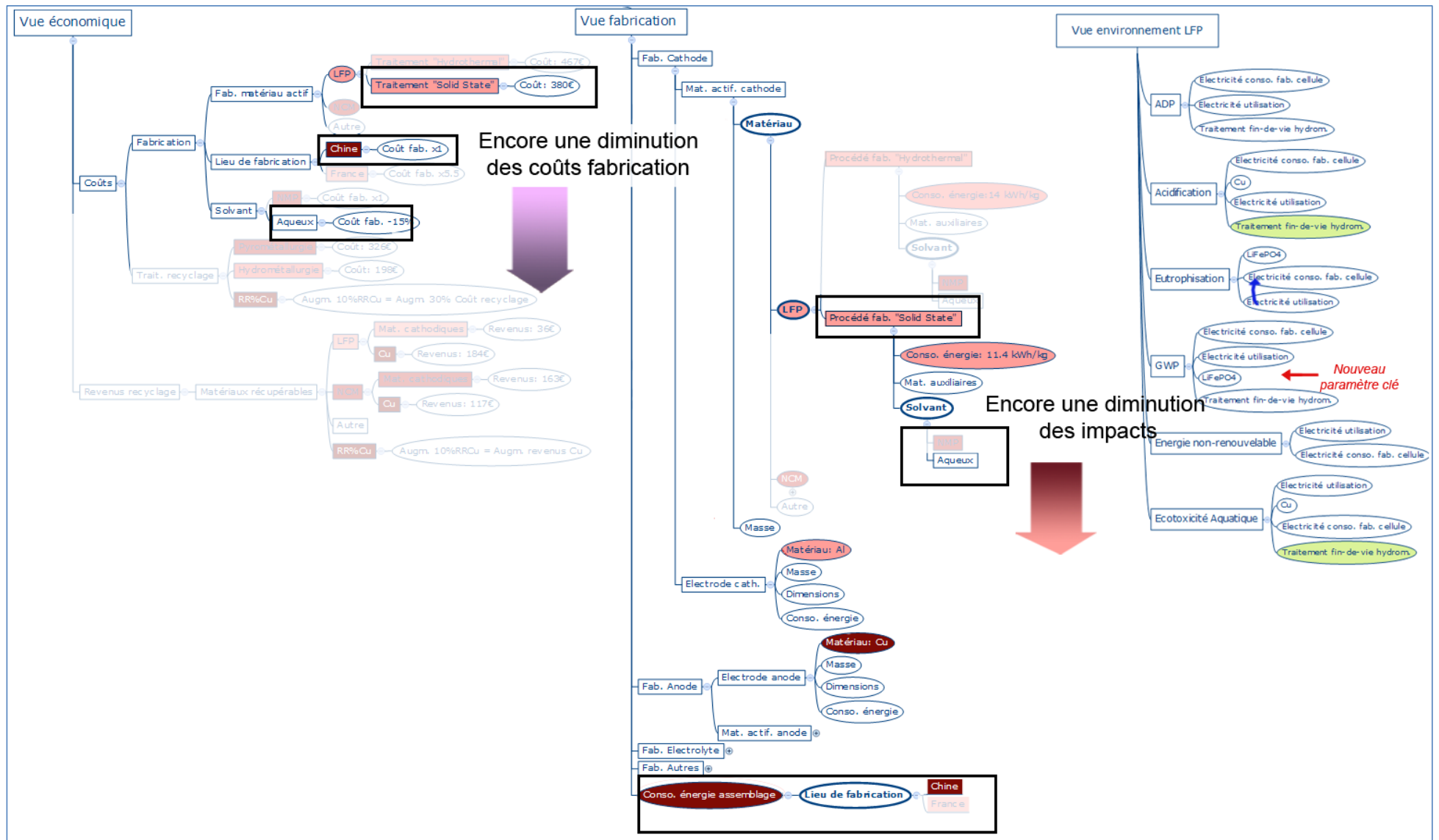


Figure 5.6. MPE Batterie Li-ion. Détail sur les vues économique et fabrication. Procédé de fabrication « solid-state » et solvant NMP, en Chine.

2.2.2 Etape de fin-de-vie

L'étape de fin-de-vie rapporte aussi des impacts environnementaux significatifs (Figure 5.7). Les principaux paramètres clés sont le traitement par recyclage pyrométallurgique (marqué en rouge foncé), à cause de sa consommation énergétique. Le traitement hydrométallurgique est aussi un paramètre clé mais son impact est plus modéré (marqué en rouge clair). Parmi les matériaux récupérables, le cuivre est le plus impactant (rouge foncé). L'impact des matériaux récupérables est directement influencé par le taux de récupération, signalé comme « %RR » dans la Figure 5.7.

Dans l'étape de fin-de-vie le concepteur peut modifier trois paramètres: le choix du traitement de recyclage de cellules LFP, le taux de récupération du lithium et le taux de récupération du cuivre. Le taux de récupération de lithium, au contraire que celui du cuivre, affecte très peu les impacts environnementaux, comme expliqué dans la section 2.1.1.3 du Chapitre 4. Le lithium est récupéré grâce au procédé hydrométallurgique, sous forme de carbonate de lithium, Li_2CO_3 (voir Figure 5.7).

Par conséquent, pour accomplir un des objectifs de cette étude (réduire les impacts environnementaux) le concepteur aurait intérêt à modifier le type de traitement de recyclage et le taux de récupération du cuivre.

Les paramètres modifiables de cette étape—et pour cet exemple— sont :

- Le **traitement de recyclage** des cellules LFP (procédé pyrométallurgique ou procédé hydrométallurgique),
- Le **taux de récupération de cuivre** (85% ou 95% du cuivre récupéré).

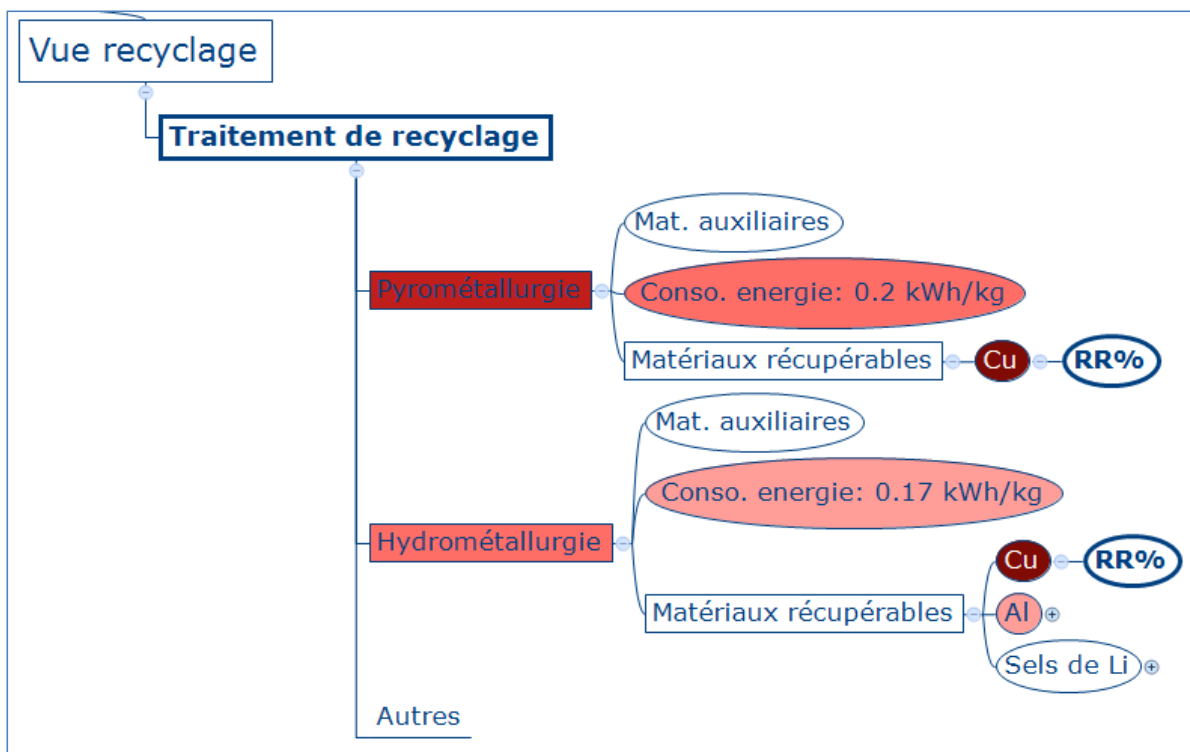


Figure 5.7. Vue recyclage du MPE d'une batterie Li-ion (technologie LFP).

2.2.2.1 Traitement de recyclage

Le type de traitement de recyclage conditionne les matériaux à récupérer. Deux traitements de recyclage sont disponibles, la pyrométallurgie et l'hydrométallurgie. Le traitement pyrométallurgique récupère, dans le cas du LFP, le cuivre; le traitement hydrométallurgique récupère le cuivre, l'aluminium, des sels de lithium et éventuellement l'électrolyte. Les impacts environnementaux de la pyrométallurgie sont plus grands que ceux de l'hydrométallurgie. Les coûts de traitement d'une batterie LFP sont de 326 € et de 198 €, avec le traitement pyrométallurgique et hydrométallurgique, respectivement (Figure 5.8). Les revenus que le recycleur obtient sont fonction aussi du traitement choisi (la pyrométallurgie ne récupère pas l'aluminium), mais la différence de revenus est très petite (comme expliqué dans la section 2.2.2).

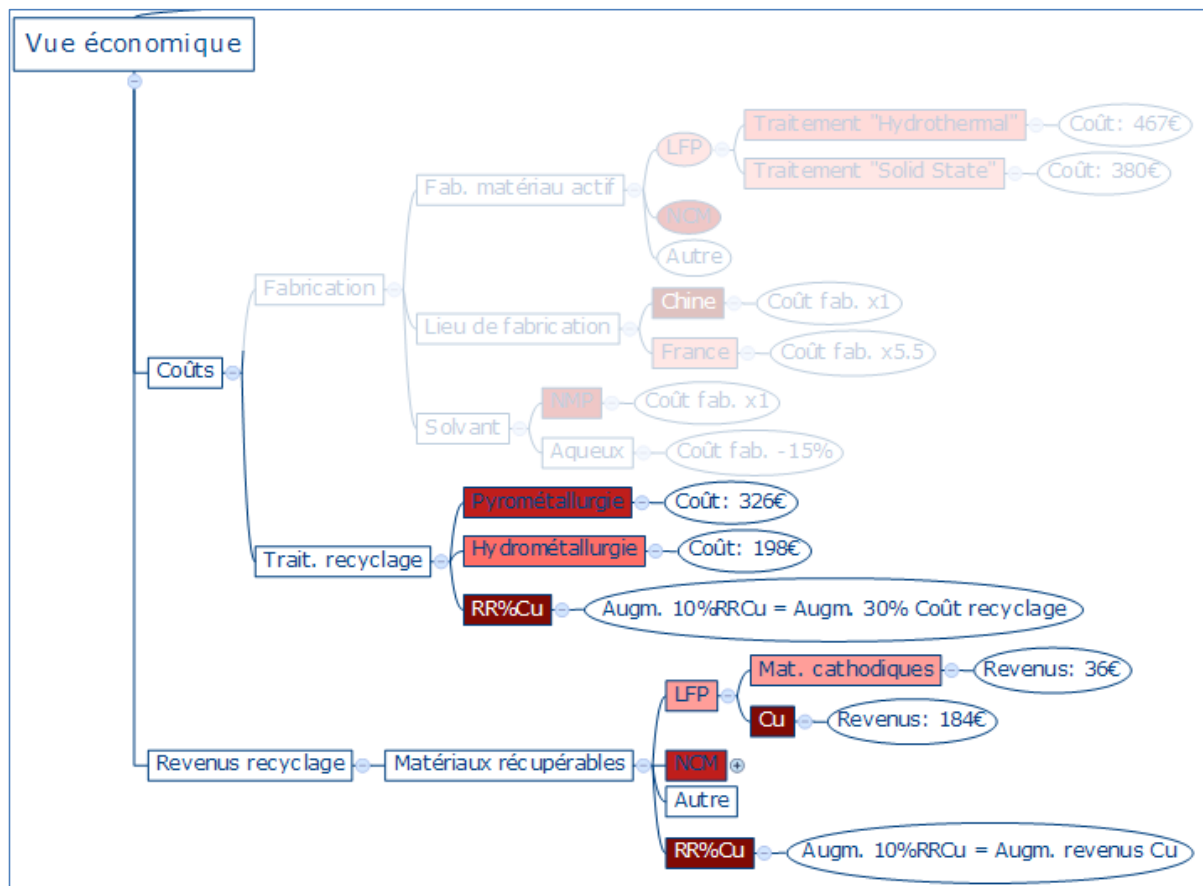


Figure 5.8. Vue économique du MPE d'une batterie Li-ion (technologie LFP). Détail sur la partie coûts et revenus du recyclage.

2.2.2.2 Taux de récupération de cuivre

A niveau environnemental le taux de récupération de cuivre est très influençant dans plusieurs indicateurs. Le plus grand il est ce taux, plus réduits sont les impacts. Ce paramètre affecte aussi aux aspects économiques. D'une part l'augmentation de cette valeur se traduit dans une augmentation des coûts du recyclage (une augmentation d'un 10% suppose une hausse de 30% du coût du recyclage) et aussi d'une augmentation des revenus (plus de matériaux récupérés).

| | Coûts recyclage, € | | Revenus |
|----------------------------|--------------------|-----------------|----------------------------|
| | Hydrométallurgie | Pyrométallurgie | (dont mat. cathodiques), € |
| RR_{Cu}=85% | 198 | 326 | 220 (36) |
| RR _{Cu} =95% | 260 | 424 | 242 (36) |

Tableau 5.3. Résumé des coûts et revenus de l'étape de fin-de-vie pour différents valeurs des paramètres modifiables.

| | Impacts environ. | |
|----------------------------|------------------|-----------------|
| | Hydrométallurgie | Pyrométallurgie |
| RR_{Cu}=85% | Elevés | Très élevés |
| RR _{Cu} =95% | Bas | Modérés |

Tableau 5.4. Résumé des impacts environnementaux de l'étape de fin-de-vie pour différents valeurs des paramètres modifiables

2.2.2.3 Modification des paramètres du recyclage

De même que pour l'étape de fabrication, afin de réaliser des comparaisons adéquates entre les alternatives de conception, il faut définir un « **état de référence** ». Il faut donner des valeurs « initiaux » aux paramètres modifiables. Par exemple, recyclage avec un procédé hydrométallurgique, un taux de récupération de cuivre de 85% (coût de 198 €) et des revenus associés de 220 € (dont 36€ provenant des matériaux actifs). L'état de référence est signalé en caractères gras dans le Tableau 5.3 et dans la Figure 5.9.

Le concepteur décide de modifier le traitement de recyclage. Il sélectionne le **traitement pyrométallurgique** et observe l'évolution des impacts environnementaux et des coûts et revenus (Figure 5.10). Les impacts environnementaux augmentent notablement ainsi que les coûts du recyclage tandis que les revenus ne varient pas. Dans la vue environnement on peut apprécier une évolution des « top paramètres clés ». Le traitement de fin de vie ne rapporte plus de bénéfices environnementaux pour les indicateurs Acidification, Energie non-renouvelable et Ecotoxicité aquatique, et dans le reste d'indicateurs ce paramètre escalade des postes dans la classification des paramètres clé les plus impactant. Cette configuration de paramètres est forcément pire (à niveau environnement et des coûts) que l'état de référence, donc le concepteur revient en arrière et recommence.

Maintenant il décide de faire varier le **taux de récupération de cuivre**. Il va augmenter sa valeur de 85% à 95% (Figure 5.11). Les impacts environnementaux sont réduits de façon considérable, mais il y a une augmentation des coûts de recyclage ainsi que des revenus (plus de cuivre est récupéré). La vue environnement n'affiche plus le cuivre comme un des « top paramètres clés » ; en revanche la consommation énergétique du traitement de fin-de-vie a augmenté notablement (transfert d'impact). Le traitement hydrométallurgique ne rapporte plus de bénéfices environnementaux (n'est plus affiché en couleur verte) pour l'indicateur Acidification et il devient le deuxième paramètre clé en ordre d'importance pour l'indicateur Réchauffement climatique. Cela est un exemple de transfert d'impact—comme expliqué dans la section 3.3.3 du Chapitre 3— vers un autre paramètre (consommation énergétique du recyclage) et vers d'autres indicateurs (vers l'indicateur Réchauffement climatique).

A niveau économique, l'augmentation des coûts (62 €) est supérieure à l'augmentation de revenus (22 €), donc augmenter le taux de récupération de cuivre n'est pas une stratégie rentable. Déjà, dans l'état de référence le recyclage est à peine rentable.

Comme conclusion, d'après le concepteur, l'état de référence est la meilleure configuration de valeur de paramètres pour concilier les enjeux environnementaux et économiques.

Chapitre 5 : Utilisation du MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion

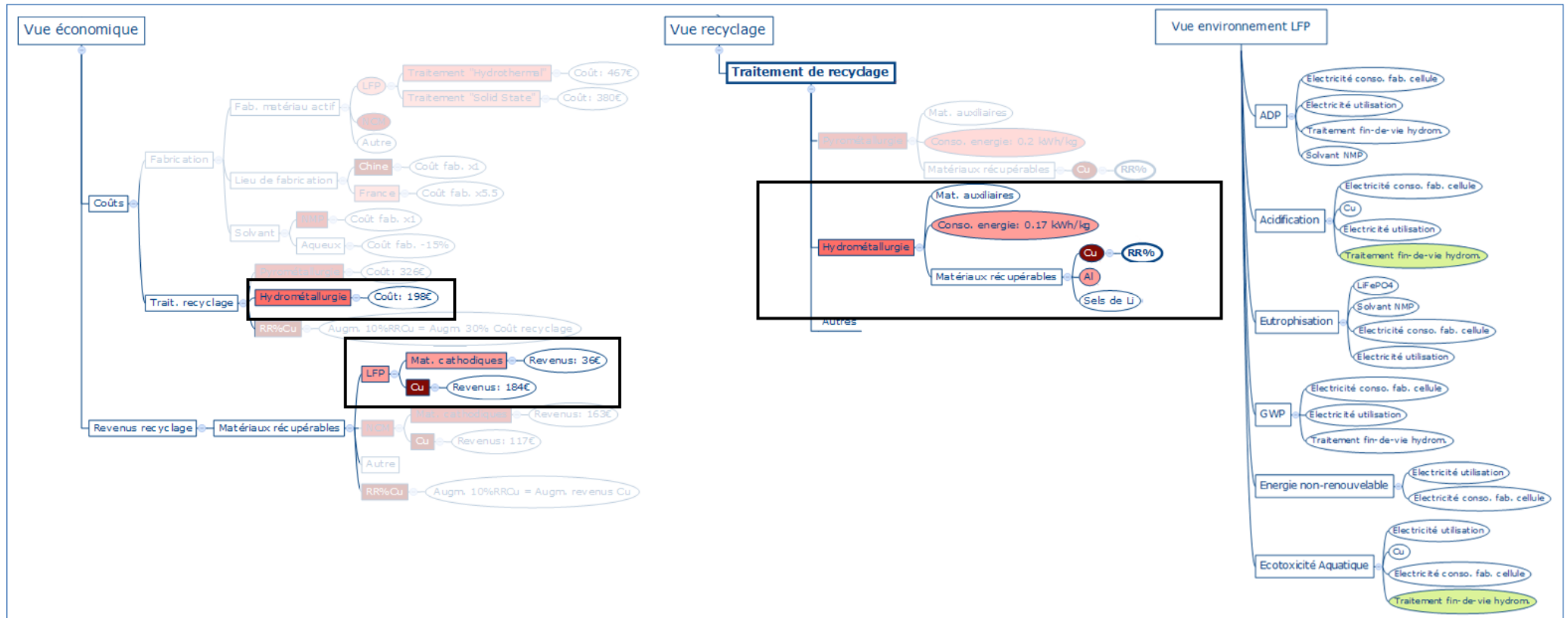


Figure 5.9. MPE d'une batterie Li-ion (technologie LFP). Détail de la vue économique et recyclage. Etat de référence : traitement hydrométallurgique et RR%Cu de 85%.

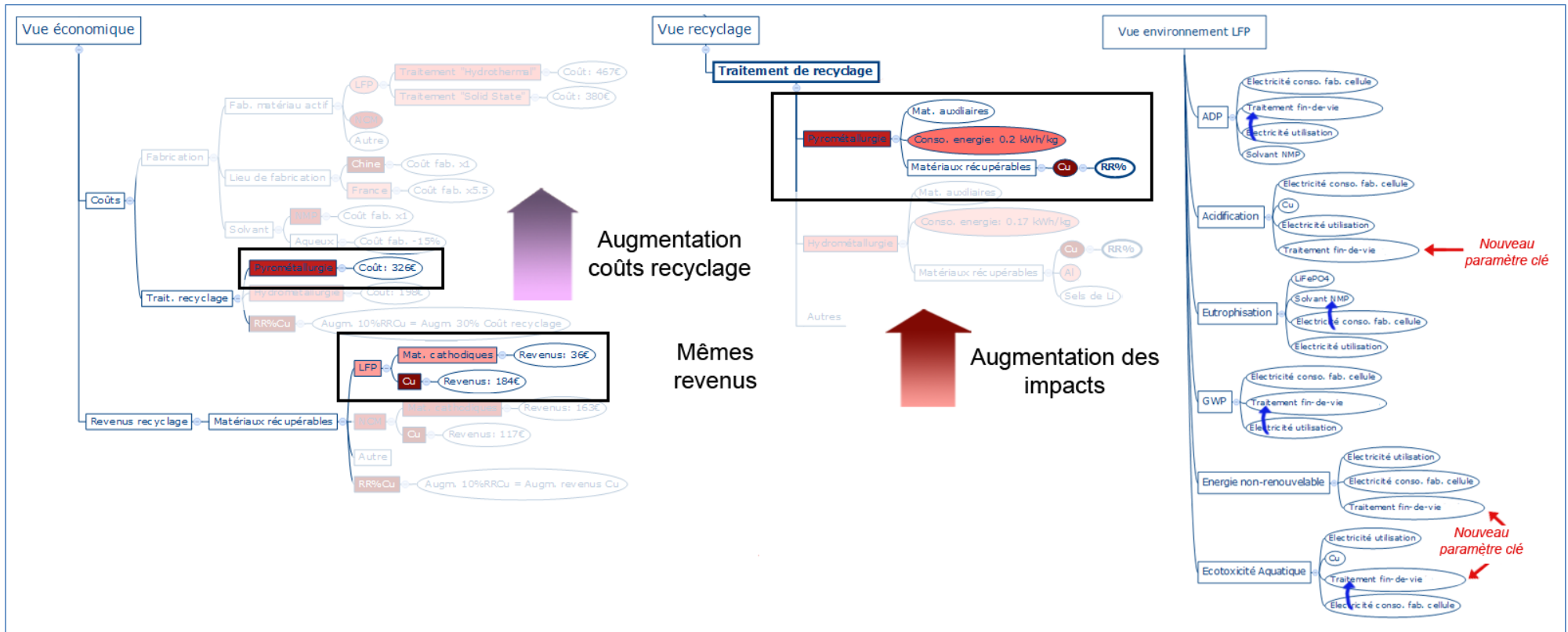


Figure 5.10. MPE d'une batterie Li-ion (technologie LFP). Détail de la vue économique et recyclage. Modification du procédé de recyclage : pyrométallurgie.

Chapitre 5 : Utilisation du MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion

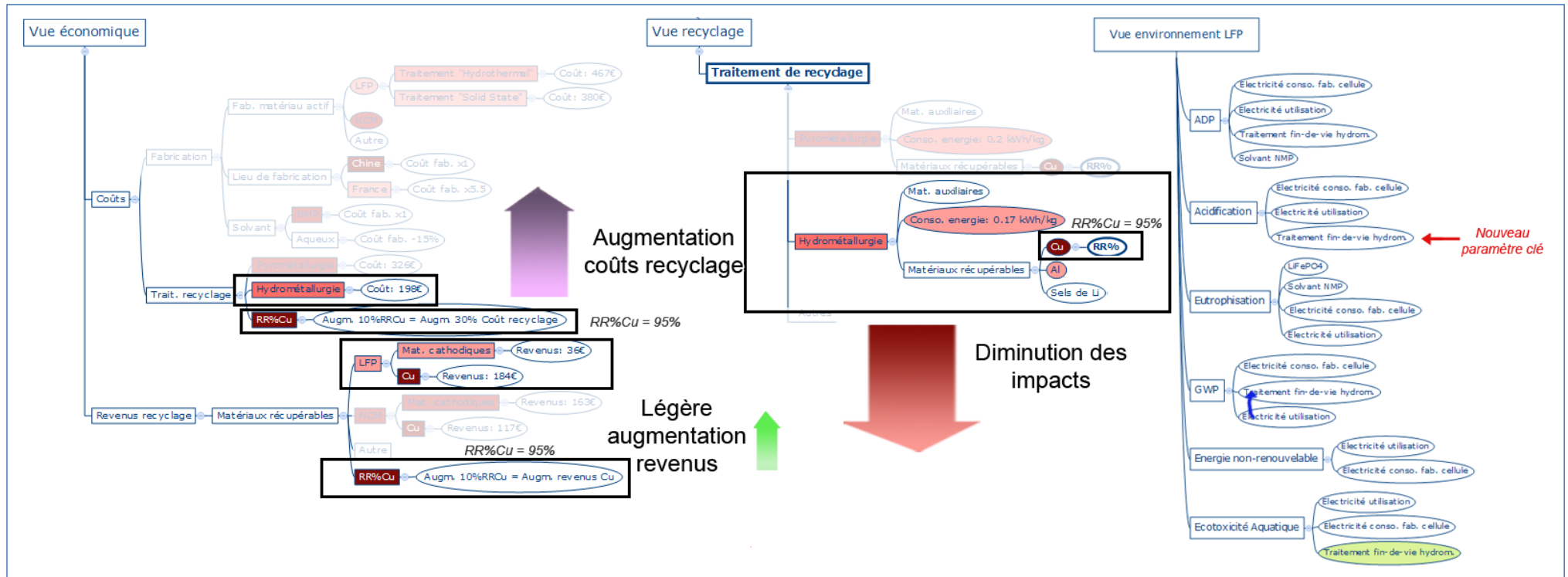


Figure 5.11. MPE d'une batterie Li-ion (technologie LFP). Détail de la vue économique et recyclage. Modification du RR%Cu de 85 à 95%.

Aux contraintes environnementales et économiques, il faut ajouter une **grande contrainte réglementaire**. Les directives européennes pour les batteries Li-ion exigent un taux de recyclage minimal de 50% en masse (The European Parliament and the Council of the European Union, 2006). Pour une batterie LFP, le recycleur n'atteint pas ce taux avec la récupération des métaux les plus rentables, le cuivre et aluminium, qui représentent seulement environ 25% de la masse des cellules. La récupération du matériau actif des batteries LFP (environ 40% de la masse des cellules) n'est pas rentable avec les procédés présentés dans cet exemple ; les revenus du matériau actif sont de 36€ seulement.

Le traitement de cette technologie Li-ion, avec les procédés montrés dans cet exemple, peut représenter un problème économique (rentabilité) et réglementaire pour le recycleur, qui *serait obligé* (par les contraintes réglementaires) à recycler dans de conditions de très basse rentabilité (voire non rentabilité) ou à subir des possibles sanctions.

Pour conclure, du fait des relations entre le recycleur et le fabricant, il serait envisageable de mettre en place un système de recyclage et de fabrication en boucle fermée. Cela aurait l'avantage de faire converger les intérêts de ces deux acteurs. Le fabricant aurait un intérêt économique et stratégique à contrôler la chaîne de matériaux utilisés et le recycleur pourrait valoriser des matériaux moins rentables.

Dans la prochaine section la faisabilité d'implanter un système de recyclage en boucle fermée est analysée.

2.3 Utilisation du MPE : étude de la faisabilité d'un système de fabrication-recyclage en boucle fermée

2.3.1 Définition de recyclage en boucle fermée

Un système de fabrication-recyclage en boucle fermée (*closed-loop recycling*) est un schéma du cycle de vie où le recycleur devient fournisseur du fabricant (au moins de certains matériaux). Autrement dit, les matériaux récupérés en fin-de-vie sont réutilisés dans la fabrication des produits lors du cycle de vie suivant. Selon la définition de Guide et Van Wassenhove (Guide & Van Wassenhove, 2009), le recyclage en boucle fermée est un type de chaîne d'approvisionnement qui est centrée « sur la récupération des produits auprès des consommateurs et sur la récupération de la valeur ajoutée en réutilisant le produit entier, et/ou certains de ses modules, composants et parties ».

Le recyclage en boucle fermée amène des bénéfices environnementaux pour plusieurs indicateurs, grâce à moins de matériaux vierges extraits de la nature (diminution des impacts pour les indicateurs d'épuisement des matériaux), moins d'énergie est nécessaire pour transformer/extraire ces matériaux (indicateurs énergétiques), et finalement, il existe une réduction globale de la production de déchets (Gratz, Sa, Apelian, & Wang, 2014)(Dunn, Gaines, Sullivan, et al., 2012). Gratz *et al.* (Gratz et al., 2014) font aussi l'hypothèse d'un bénéfice économique pour ce système de recyclage en boucle fermée.

L'implantation de cette chaîne d'approvisionnement concerne principalement les acteurs des étapes de fabrication et de fin-de-vie. Le recycleur doit adapter son procédé de recyclage afin d'obtenir des matériaux récupérés de haute qualité pour qu'ils puissent être utilisés comme des matériaux de fabrication (Gratz et al., 2014). Le fabricant lui est intéressé

par le fait de faciliter les opérations de recyclage en créant des batteries adaptées à cette fin de vie (*design-for-recycling*). En plus de ces adaptations, pour réussir l'implantation d'un tel système il faut définir une chaîne logistique inverse (*reverse supply chain*). En effet, il faut un réseau logistique afin de collecter et trier les batteries usagées, les traiter et les acheminer vers le fabricant (Kannan, Sasikumar, & Devika, 2010)(Schultmann, Engels, & Rentz, 2003).

Pour notre exemple—dont l'objectif est purement pédagogique — nous allons simplifier la situation. Nous allons définir **deux critères de faisabilité pour l'implantation d'un système de fabrication-recyclage en boucle fermée**. Nous n'allons pas considérer de chaîne logistique inverse, ni des modifications du type de traitement de recyclage ou des procédés de fabrication. Pour réussir l'implantation d'un système de **fabrication-recyclage en boucle fermée du matériau actif cathodique** de la batterie Li-ion, il faut que :

1. La valeur ajoutée aux matériaux actifs cathodiques dans l'étape de fabrication soit minimale. Autrement dit, que la valeur perdue dans le recyclage soit minimale.

Pour calculer la valeur ajoutée perdue lors du recyclage du matériau actif cathodique, nous tenons compte des revenus provenant de la vente des matériaux actifs cathodiques (« prix des composants » dans la Figure 1.7) et des coûts de fabrication cathodiques (« prix de la cathode » dans la Figure 1.7) ; voir équation ci-dessous.

$$\text{Valeur ajoutée perdue (\%)} = \left[1 - \left(\frac{\text{Revenus mat. actif cathode}}{\text{Coûts fabrication cathode}} \right) \right] \cdot 100$$

2. Les procédés de recyclage soient rentables (les revenus totaux doivent être supérieurs aux coûts du traitement de recyclage).

$$\text{Revenus totaux} > \text{Coûts recyclage}$$

2.3.2 Analyse de la faisabilité du recyclage en boucle fermée pour les batteries de type LFP

Pour étudier la faisabilité du recyclage en boucle fermée de batteries LFP, il faut tenir compte des deux critères précédemment énoncés : la valeur ajoutée et la rentabilité des procédés de recyclage.

La **valeur ajoutée perdue** dans le procédé de recyclage est calculée grâce à l'équation mentionnée dans la section précédente. Les revenus du matériau actif cathodique LFP lors du recyclage sont de 36 € par batterie, et les coûts de fabrication de la cathode sont de 467 € (coûts de fabrication de référence, avec une fabrication en Chine, procédé *hydrothermal* et solvant NMP). Le résultat de l'équation montre que plus de 90% de la valeur ajoutée à la cathode LFP est perdue lors du recyclage.

D'autres options de fabrication plus économiques, comme un procédé « *solid-state* » et l'utilisation d'un solvant aqueux font baisser les coûts de fabrication jusqu'à 397 €. Dans ce cas la valeur perdue est de 90% ; il n'y a pas d'amélioration sur ce critère.

Le deuxième critère, la **rentabilité du procédé de recyclage** est fonction des revenus totaux de cette activité et de ses coûts. Les coûts de recyclage pour le procédé hydrométallurgique sont de 198 € et les revenus totaux de 220 €. Le procédé est rentable, mais la marge de bénéfice n'est pas très élevée.

Comme conclusion, la faisabilité d'un système de recyclage en boucle fermée pour des matériaux actifs cathodiques est très difficile dans le cas des batteries LFP du fait de la grande quantité de valeur ajoutée perdue lors du recyclage.

2.4 Modification de technologie Li-ion

Dans cette section le paramètre technologie Li-ion est désormais modifiable (dans les sections précédentes, par des raisons pédagogiques, il était maintenu avec la *valeur* LFP). Ainsi, le concepteur peut le faire varier et observer les répercussions.

Le paramètre technologie Li-ion est un paramètre clé, modifiable et d'intérêt partagé entre le fabricant et le recycleur (mais seulement modifiable par le fabricant).

Dans les paragraphes suivants les technologies NCM et LCO sont étudiées et dans un deuxième temps un scénario d'utilisation du MPE est présenté afin de montrer les particularités de ces paramètres « technologie Li-ion ».

2.4.1 Technologie NCM

La technologie NCM utilise une cathode à base de nickel, cobalt et manganèse. Le nickel et le cobalt sont des métaux fortement impactants (marqués en rouge foncé dans le MPE) et ceci pour la plupart des indicateurs environnementaux. Au niveau économique il y a aussi une forte influence de ce paramètre sur les coûts des étapes fabrication et de recyclage ainsi que sur les revenus du recyclage. De même, à niveau normatif il se produit des changements par rapport à la technologie LFP –avec la technologie NCM il est plus facile d'atteindre le seuil minimal du taux de matériaux récupérés en fin-de-vie imposé par la norme—.

Dans les paragraphes suivants, les implications du changement de technologie Li-ion pour chaque vue du MPE sont étudiées.

Dans la **vue fabrication** les paramètres clés ont changé par rapport à la batterie LFP (Figure 5.12). L'impact environnemental de cette étape est, en général, très important. Des nouveaux paramètres clés sont apparus lors du changement de technologie, comme le cobalt et le nickel (rouge foncé) présents dans le matériau actif cathodique, ainsi que la consommation énergétique du procédé de fabrication. Le paramètre solvant NMP est, de même que pour la technologie LFP, un paramètre clé (rouge). Le cuivre anodique est toujours un paramètre clé, mais il génère moins d'impacts environnementaux que dans le cas d'une batterie Li-ion LFP. Les paramètres cobalt et nickel, sont désormais les principaux paramètres clé pour la plupart des indicateurs).

Les paramètres modifiables ont également changé. Le type de solvant à utiliser dans la fabrication (NMP ou solvant aqueux) et le lieu de fabrication sont toujours des paramètres modifiables, mais le type de procédé de fabrication n'est plus un paramètre modifiable. Il n'existe pas, comme il y avait pour le LFP, un procédé alternatif de fabrication. Le procédé de fabrication de la batterie NCM est non seulement non modifiable mais également différent du procédé de fabrication LFP (Figure 5.12). Le procédé utilise d'autres substances et consomme plus d'énergie, entre trois et quatre fois plus que la fabrication *hydrothermal* LFP.

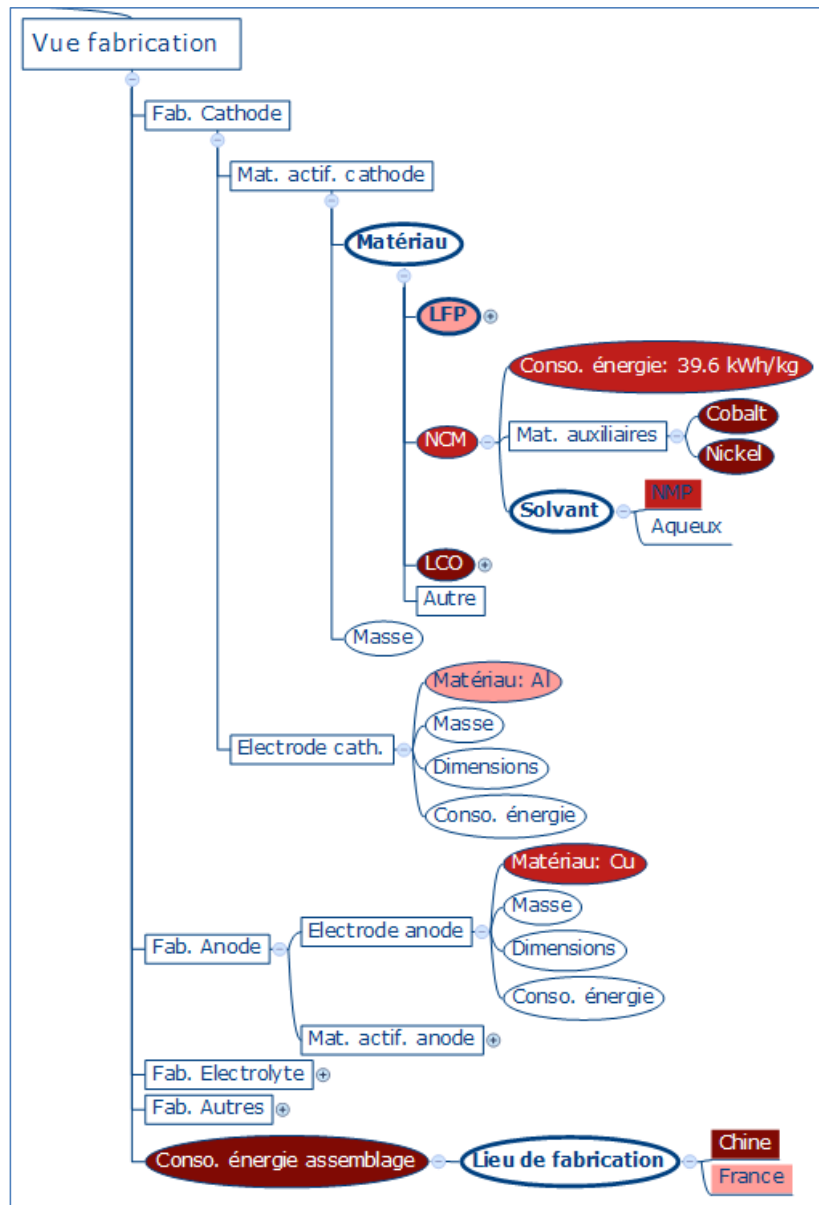


Figure 5.12. Vue fabrication du MPE. Cathode de technologie NCM et son procédé de fabrication.

Dans la **vue recyclage** de nouveaux paramètres sont aussi apparus (Figure 5.13). L'étape de fin-de-vie est profondément modifiée lors du changement de technologie de batterie. Les traitements de fin-de-vie s'adaptent aux matériaux à récupérer; le traitement hydrométallurgique pour la batterie LFP n'est pas adéquat pour une batterie NCM, et vice-versa, comme expliqué dans la section 2.3.2 du Chapitre 1. Les nouveaux paramètres en fin-de-vie sont le cobalt et le nickel, très impactant pour l'environnement. L'impact du cuivre, comme pour la vue fabrication, est légèrement *moins important* que dans le cas de la technologie LFP.

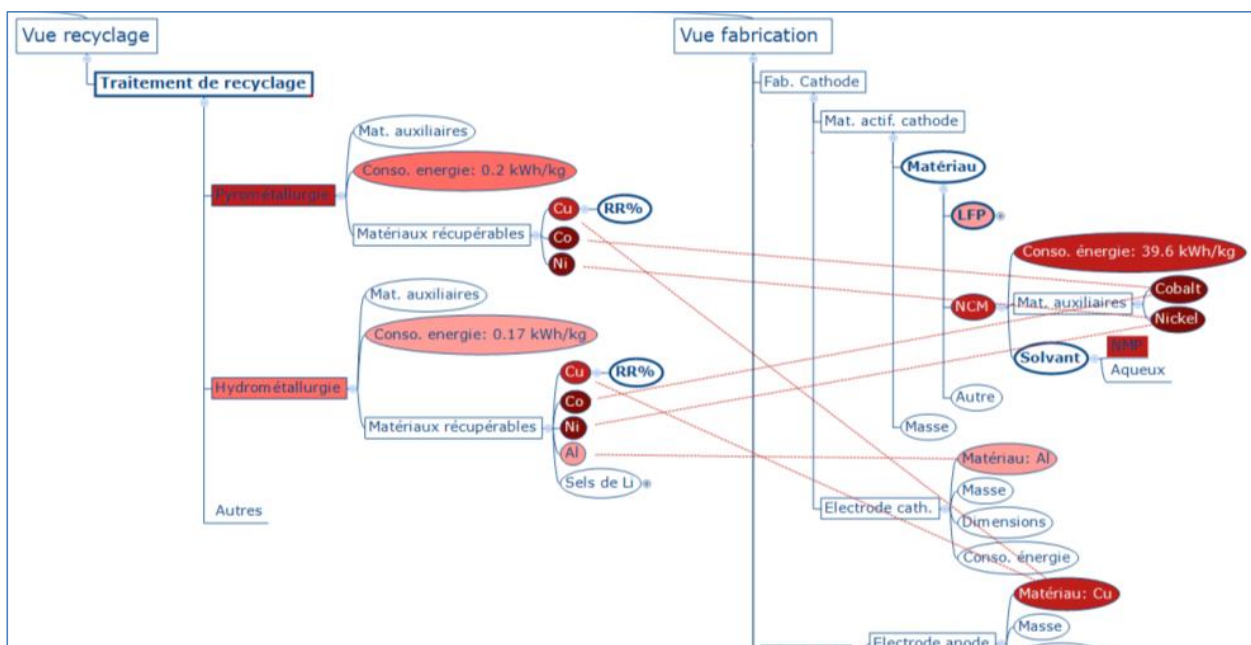


Figure 5.13. Vue recyclage et fabrication du MPE pour la technologie NCM.

Dans la **vue environnement** de la batterie NCM, comme introduit dans les paragraphes précédents, de nouveaux paramètres clés sont apparus et d'autres ont changé leur « importance » relative dans la classification des « top paramètres clés » (Figure 5.14).

Pour l'indicateur Appauvrissement en ressources abiotiques (ADP) les paramètres « solvant NMP » et « le traitement de fin-de-vie hydrométallurgique » n'apparaissent plus comme des paramètres clés principaux.

Pour l'indicateur Acidification, le matériau actif cathodique NCM est devenu le deuxième paramètre clé (deuxième plus grand contributeur à cet indicateur) et le cuivre passe de la deuxième à la quatrième position (il est moins impactant par rapport à d'autres paramètres sur cet indicateur).

Pour l'indicateur Eutrophisation, le LiFePO_4 n'apparaît plus. C'est un paramètre lié au matériau actif de la technologie LFP et pas au matériau actif de la technologie NCM. Le matériau actif NCM se révèle être un paramètre clé important. Dans cet indicateur on remarque aussi l'importance de l'électricité consommée pour fabriquer la cellule (premier paramètre clé). A noter que le traitement de fin-de-vie rapporte des bénéfices pour cet indicateur (bénéfices rapportés lors du prochain cycle de vie).

Pour l'indicateur Réchauffement climatique (GWP) le traitement de fin-de-vie n'est plus un des principaux paramètres clés.

Les paramètres clés de l'indicateur Energie non-renouvelable ne changent pas. Et pour l'indicateur Ecotoxicité aquatique, le matériau actif cathodique NCM se révèle être l'un des principaux paramètres clé.

Pour résumer, le matériau actif NCM est un des principaux paramètres clés dans trois des cinq indicateurs, à cause de la présence de métaux lourds tels que le cobalt et le nickel, qui sont des matériaux à fort impact environnemental.

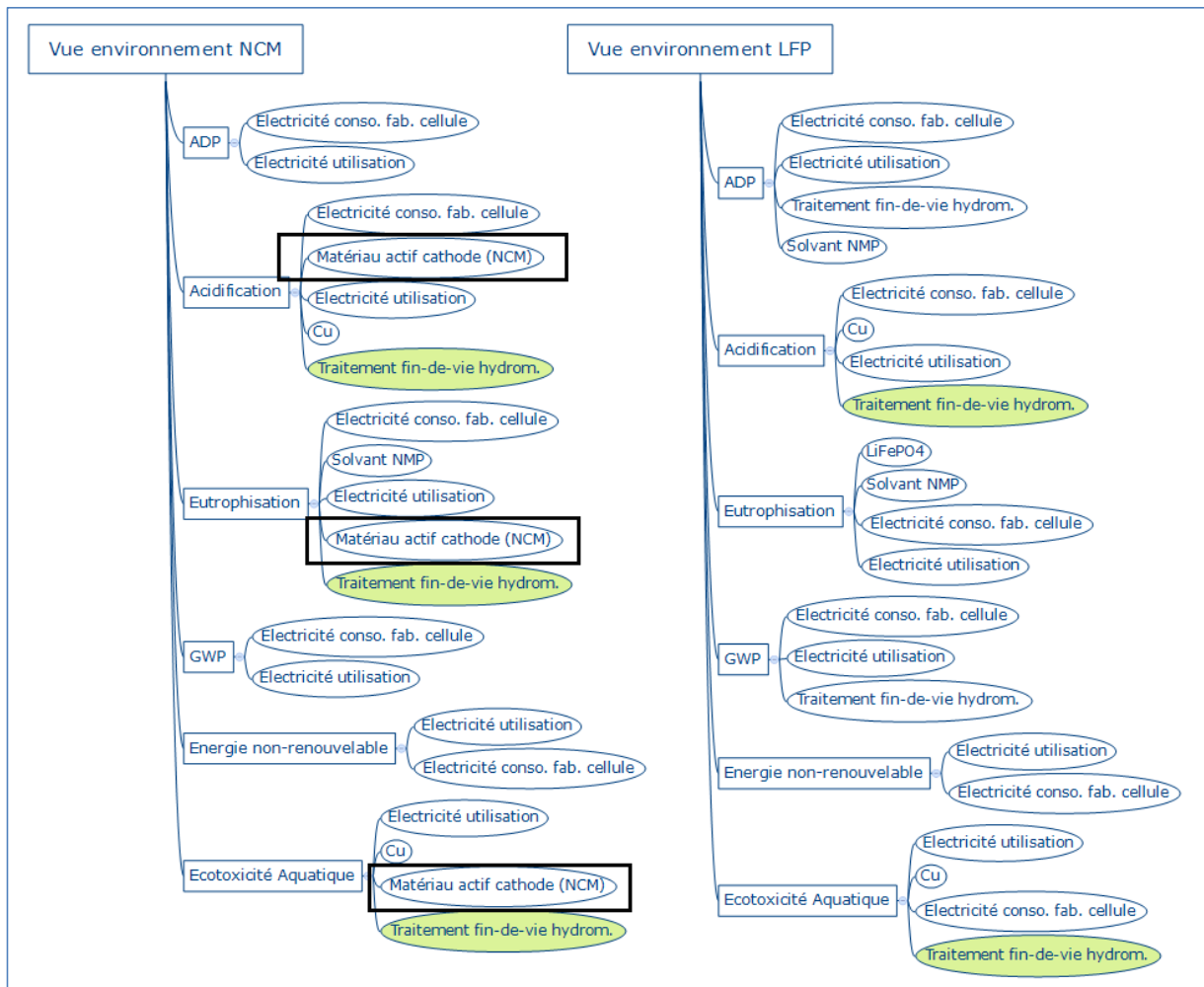


Figure 5.14. Comparaison des vues environnement des technologies NCM et LFP.

Dans la **vue économique** on retrouve aussi des différences (voir Figure 5.15 et Tableau 5.5).

Le coût du procédé de fabrication d'une batterie NCM est plus petit que le coût de fabrication LFP de référence (en Chine, procédé *hydrothermal*, avec NMP), dû à la masse plus petite de la batterie NCM. Le coût de fabrication par batterie NCM est de 385 € (le coût de fabrication LFP de référence est de 467€).

Le coût du traitement en fin-de-vie pour une batterie NCM est de 210 € pour un traitement pyrométallurgique et de 128 € pour un traitement hydrométallurgique. Les traitements pyrométallurgique et hydrométallurgique pour le LFP ont un coût de 326 € et 198€).

Les revenus du recyclage pour la technologie NCM sont beaucoup plus élevés à cause de la présence des matériaux onéreux (cobalt et nickel), pour un total de 280 € par batterie (en incluant le cuivre), dont 163 € grâce à la vente des matériaux cathodiques. Le recyclage hydrométallurgique des batteries NCM est rentable.

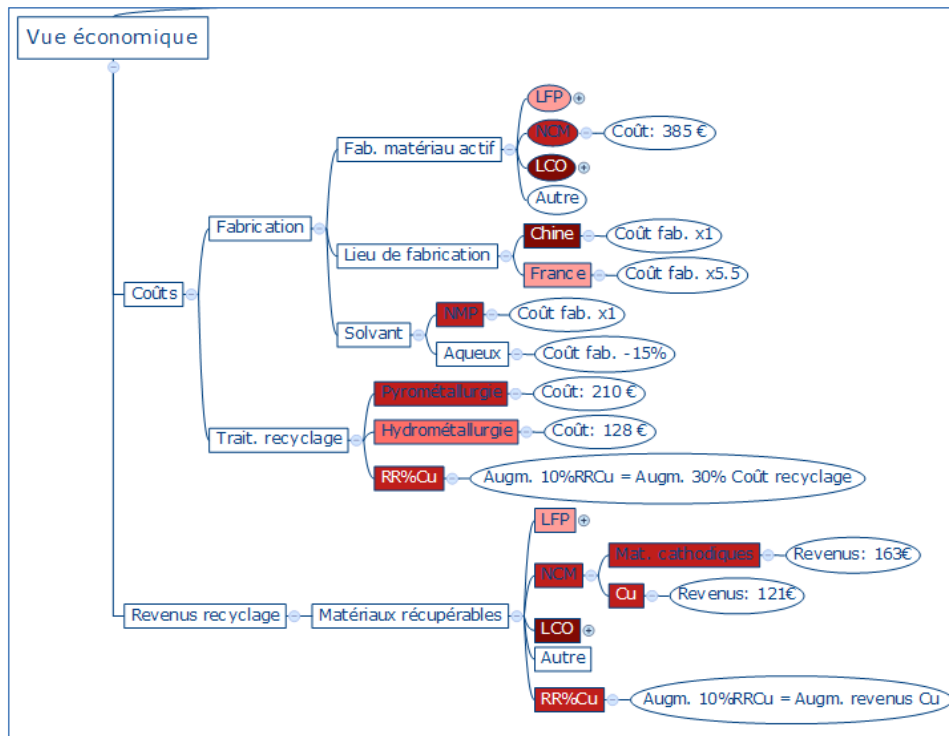


Figure 5.15. Vue économique du MPE pour une technologie NCM.

A niveau normatif, le recycleur peut atteindre *facilement* le taux minimal de récupération de 50% de la masse des cellules Li-ion. La récupération du matériau actif (activité rentable) et du cuivre suffisent pour atteindre ce seuil (environ 65% de la masse de la batterie provient des cellules). Donc la contrainte normative n'entrave pas le recyclage de la technologie NCM, contrairement aux batteries LFP.

L'implantation d'un système de fabrication-recyclage en boucle fermée semble plus réalisable que par rapport à la batterie LFP. Les revenus provenant de la récupération des matériaux actifs cathodiques sont de 163 €, et les coûts de fabrication de 385 €. Par conséquent, la valeur perdue lors du recyclage est de 57% --la valeur perdue pour la batterie LFP était d'environ 90%--. D'un autre côté, le procédé de recyclage est rentable (revenus totaux de 280 € et coûts de recyclage de 127€ par batterie).

2.4.2 Technologie LCO

La technologie LCO (matériau actif cathodique LiCoO_2), de même que pour la technologie NCM et LFP, conditionne fortement le cycle de vie de la batterie (les procédés de fabrication et de fin-de-vie sont spécifiques pour chaque technologie). Les impacts environnementaux et les implications économiques sont différents, par rapport au NCM et par rapport au LFP. Les impacts environnementaux sont largement supérieurs dans la plupart des indicateurs, à cause de la présence de grandes quantités de cobalt (métal lourd). L'avantage de cette technologie est sa petite masse par rapport aux autres alternatives (NCM et surtout LFP) pour le même service rendu, grâce à une plus haute densité énergétique.

Dans la **vue fabrication** du MPE (Figure 5.16), les paramètres clés ont évolué. Ni le nickel (présent chez la batterie NCM) ni le LiFePO_4 (présent chez la batterie LFP) n'apparaissent comme des paramètres clé. Le cobalt (provenant du matériau actif) et la consommation énergétique du procédé de fabrication du matériau actif sont --avec la

consommation énergétique de l'assemblage des cellules—les principaux paramètres clés (rouge foncé). De même que pour la batterie NCM, le cuivre a un impact relatif (comparé aux autres paramètres clés) légèrement *moins important* (en rouge). Le solvant NMP est aussi un paramètre clé non négligeable (rouge).

Pour cette technologie les paramètres modifiables ne sont pas les mêmes que pour NCM ni pour LFP. Mais le lieu de fabrication est un paramètre modifiable. La seule option de solvant de fabrication est celle du NMP, il n'y a pas des procédés de fabrication alternatifs.

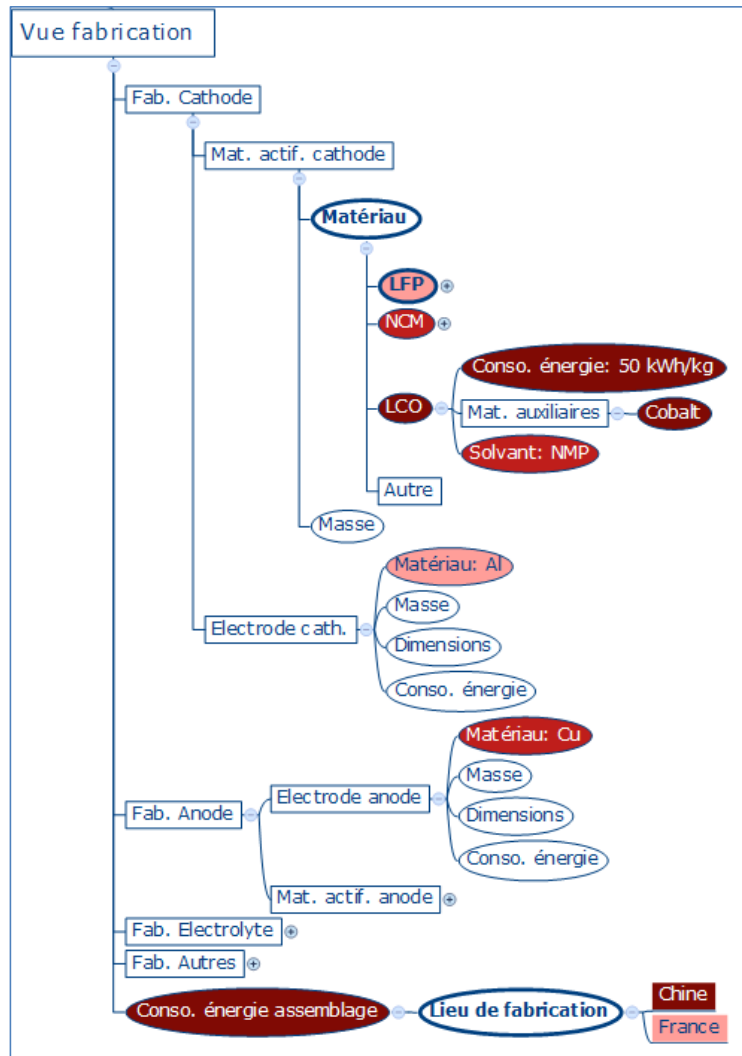


Figure 5.16. Vue fabrication du MPE. Cathode de technologie LCO et son procédé de fabrication.

Dans la **vue recyclage** (Figure 5.17) les paramètres clés ont changé de nouveau. Le cobalt est le paramètre clé le plus important pour cette étape, suivi du cuivre. Le type de traitement de recyclage est un paramètre clé modifiable (pyrométallurgie ou hydrométallurgie).

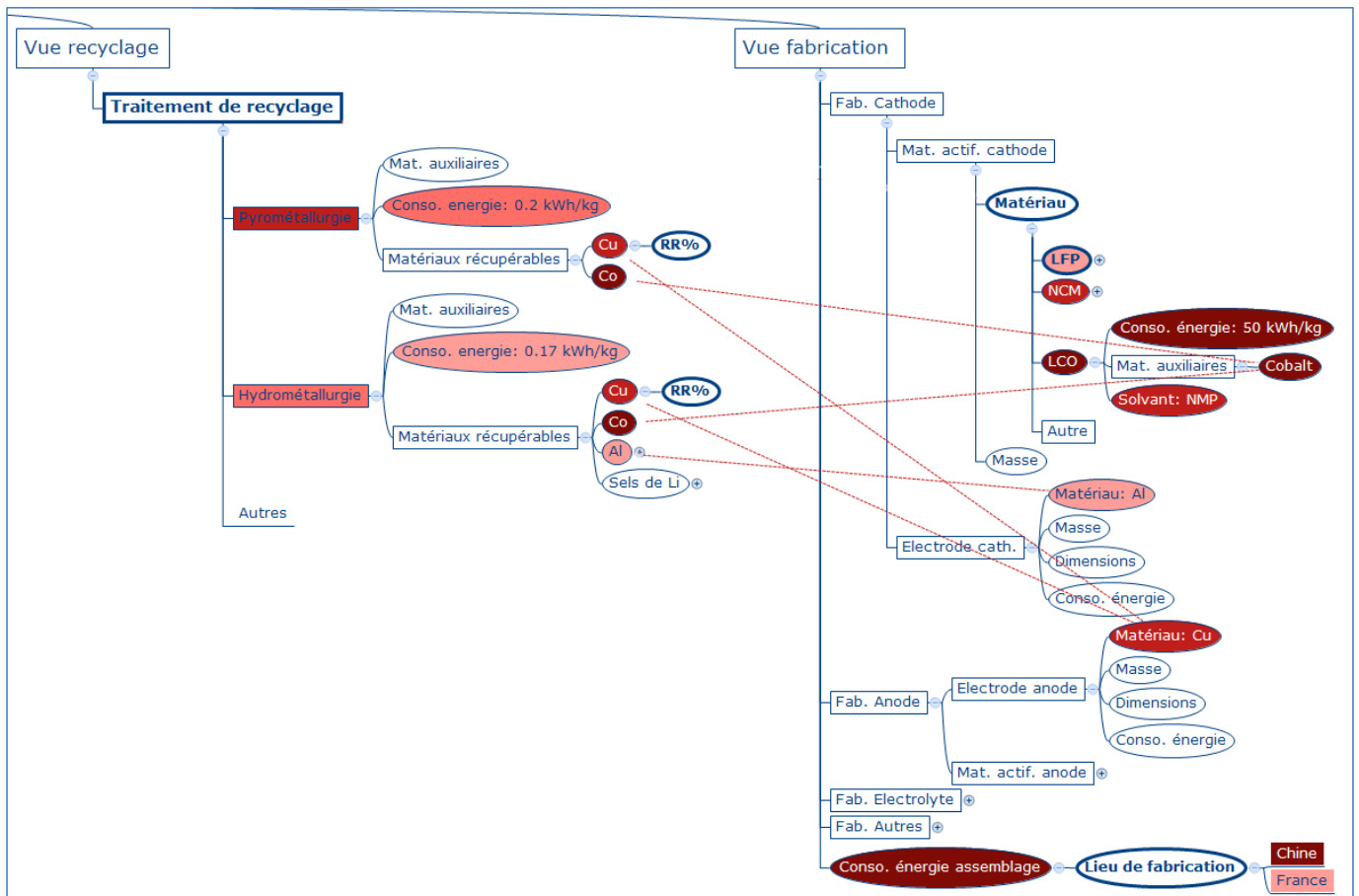


Figure 5.17. Vue recyclage et fabrication du MPE pour la technologie LCO.

Dans la **vue environnement** la classification des paramètres clé les plus importants pour chaque indicateur a évolué lors du changement de technologie Li-ion. La Figure 5.18 montre les vues environnement des technologies LCO et NCM ; l'évolution des paramètres clés et appréciable. Le matériau actif LCO est à l'origine d'une grande partie des impacts environnementaux pour la plupart des indicateurs. La fin-de-vie se révèle bénéfique pour la plupart des indicateurs grâce à la récupération du cobalt.

Pour l'indicateur Appauvrissement en ressources abiotiques (ADP) le matériau actif cathodique LCO est le deuxième plus grand contributeur aux impacts. Le traitement de fin-de-vie rapporte amène des bénéfices.

Pour l'indicateur Acidification le matériau actif LCO est le plus grand contributeur, suivi de l'énergie de fabrication de la cellule Li-ion.

Pour l'indicateur Eutrophisation le matériau actif LCO est le deuxième contributeur, ainsi que pour l'indicateur Ecotoxicité aquatique et pour le Réchauffement climatique (GWP). Dans ce dernier, la fin-de-vie amène des bénéfices.

Les paramètres clés de l'indicateur Energie non-renouvelable ne changent pas.

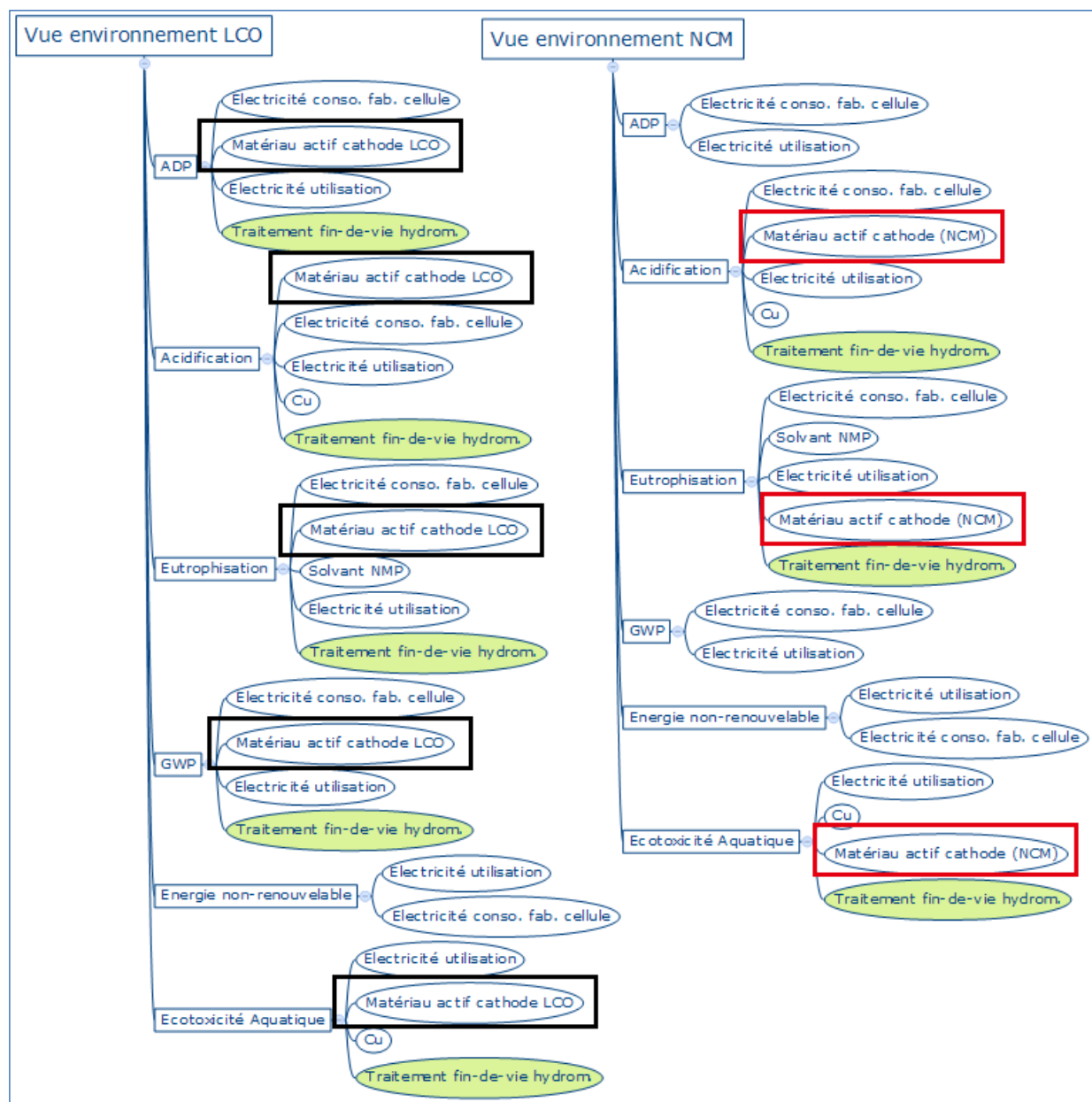


Figure 5.18. Comparaison des vues environnement des technologies LCO et NCM.

Dans la **vue économique** il y a d'importants changements (Figure 5.19). Le coût de fabrication du LCO est de 386 € par batterie, très proche des coûts d'une batterie NCM (385 €). Les revenus du recyclage sont de 325 € dont 229 € proviennent de la vente des matériaux actifs (le cobalt est un métal onéreux), et 100 € du cuivre. Le traitement en fin-de-vie soit par hydrométallurgie ou pyrométallurgie est largement rentable (coûts des traitements pyrométallurgique et hydrométallurgique respectivement de 173 et 105 €).

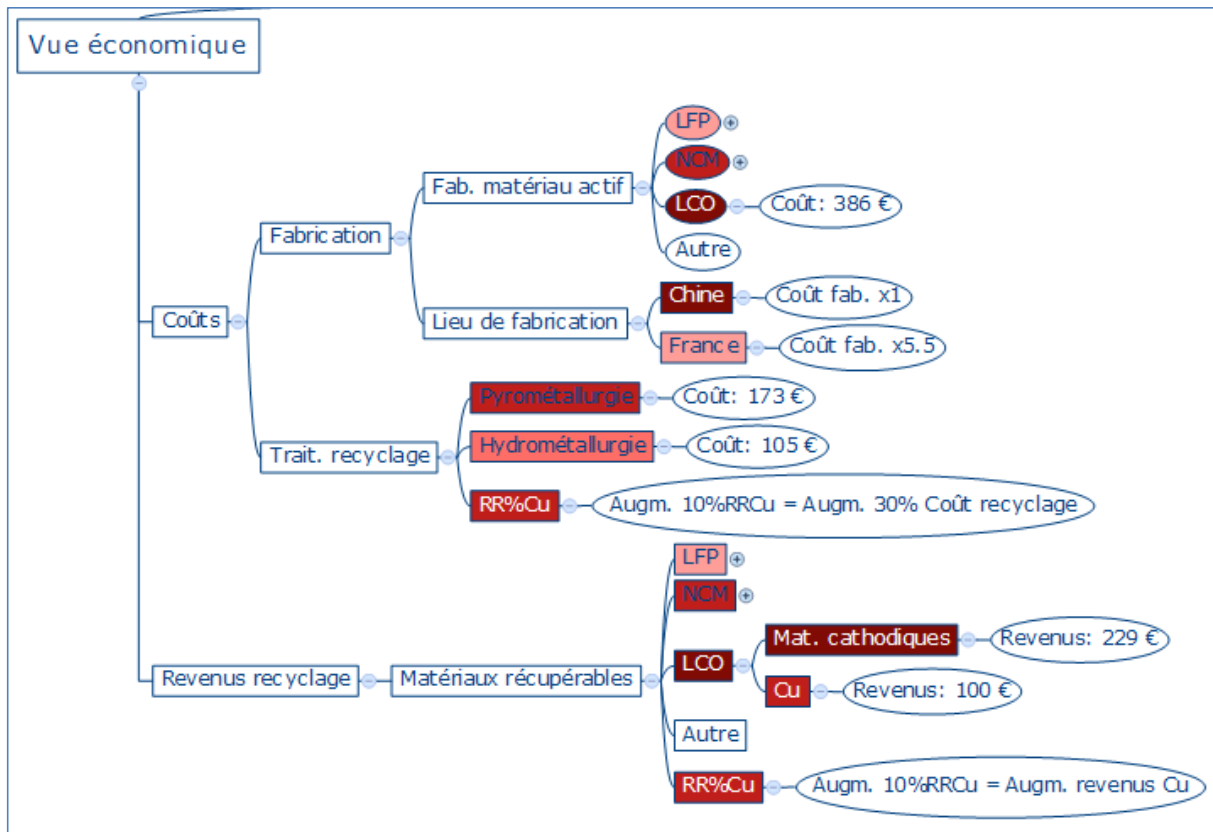


Figure 5.19. Vue économique du MPE pour une technologie NCM.

A niveau normatif, du même que pour les batteries NCM, la contrainte normative n'entrave pas économiquement le recyclage de la batterie de technologie LCO, au contraire des batteries de technologie LFP.

La faisabilité d'un système de recyclage en boucle fermée semble plus facile pour cette technologie que pour les batteries NCM et LFP. Les revenus du recyclage provenant de la vente des matériaux actifs sont de 229 € et les coûts de fabrication de 386 €, par conséquent la valeur perdue lors du recyclage est de 40%, face au 57% pour le NCM et au 90% pour le LFP. Le recyclage est largement rentable (revenus totaux de 325 € pour un coût de recyclage de 105 €).

2.4.3 Utilisation du MPE : modification de la technologie Li-ion

Au cours de la conception le concepteur a pu remarquer qu'avec la technologie LFP il existait une contrainte très importante concernant la fin-de-vie : le procédé de recyclage était à peine rentable et le respect des taux de recyclage imposés par la norme n'était pas assuré. Le concepteur décide de faire varier la technologie Li-ion afin d'essayer de remédier à ce problème.

Il sélectionne la technologie NCM et analyse les répercussions de ce choix en comparant les résultats (impacts environnementaux, coûts, revenus, etc.) à l'état de référence qui est la technologie LFP. Pour rappel, cet état de référence LFP est celui qui s'approche plus des objectifs du concepteur : fabrication en Chine, procédé de fabrication « *solid-state* », solvant NMP, traitement de recyclage hydrométallurgique et taux de récupération de cuivre de 85%. Lors de la modification de la technologie Li-ion, le procédé de fabrication et le procédé de recyclage ont changé, ils ne sont plus les mêmes—différents matériaux et différents traitements pour chaque technologie—, générant des impacts

environnementaux différents (différents paramètres clé) ainsi que des coûts et des revenus différents (Tableau 5.5).

| | Coûts de fabrication (€) | | Coûts recyclage (€) | | Revenus recyclage (€) | | Totaux |
|-----|--------------------------|---------------|---------------------|---------|-----------------------|---------------------|--------|
| | Standard | « Optimisés » | Pyrom. | Hydrom. | Du matériau actif | Du cuivre (RR= 85%) | |
| LFP | 467 | 397 | 326 | 198 | 36 | 184 | 220 |
| NCM | 385 | 327 | 210 | 127 | 163 | 117 | 280 |
| LCO | 386 | - | 173 | 105 | 229 | 96 | 325 |

Tableau 5.5. Résumé économique des trois technologies étudiées.

Quand le concepteur compare les répercussions de la variation du paramètre technologie Li-ion, il constate que des nombreux paramètres ont été indirectement modifiés ou qu'ils ont « disparus » du MPE; les étapes du cycle de vie ont profondément changé par rapport à l'état de référence LFP.

La technologie NCM garanti la rentabilité du recyclage et le respect des normes. Cependant, l'impact environnemental lié aux métaux lourds est très élevé. Donc le concepteur doit faire varier des paramètres clés modifiables afin de réduire cet impact. On voit ici tout l'intérêt du MPE, car **les paramètres clés modifiables de la technologie NCM sont très différents de ceux qui étaient identifiés avec la précédente technologie LFP**. Par exemple, le procédé de fabrication n'est plus un paramètre modifiable et les traitements de fin-de-vie sont modifiables mais il s'agit de traitements différents (i.e. hydrométallurgie pour LFP n'est pas équivalent à hydrométallurgie NCM).

De même pour la technologie LCO. Les étapes du cycle de vie sont également changées, provoquant des impacts environnementaux différents et des enjeux économiques différents. Les paramètres clés modifiables ne sont pas les mêmes que ceux de l'état de référence LFP ni d'ailleurs que ceux associés à la technologie NCM.

Ainsi, on se rend compte qu'il est très difficile d'établir des comparaisons adéquates. Une comparaison paramètre par paramètre n'a ici pas de sens, les configurations de paramètres entre technologie Li-ion n'étant pas les même : soit des paramètres disparaissent, soit ils ne sont plus influants.

Un exemple de « disparition » de paramètres peut être le nickel, qui disparaît quand la technologie change de NCM à LFP ou à LCO. Un exemple de modification indirecte de paramètres est le type de procédé de fabrication, qui change « automatiquement » entre deux technologies Li-ion. Les paramètres peuvent même changer leurs *caractéristiques*, par exemple le procédé de fabrication LFP est un paramètre clé modifiable et le procédé de fabrication NCM est un paramètre clé non modifiable.

2.5 Conclusions sur l'utilisation du MP Li-ion

L'utilisation du MP dans cet exemple particulier des batteries Li-ion montre l'importance de la mise en évidence des paramètres clés et modifiables. Ils sont particulièrement intéressants pour le concepteur, puisqu'il sait que leur modification va directement influencer les impacts environnementaux. Dans cet exemple, les paramètres « solvant de fabrication », « procédé de fabrication », « procédé de fin-de-vie », « taux de récupération de cuivre », « pays de fabrication » et surtout le paramètre « technologie Li-ion » illustrent ce concept.

Si le concepteur s'intéresse à réduire les impacts environnementaux du produit, les paramètres non modifiables, malgré leur possible impact environnemental, comme le « mix énergétique de fabrication », ne sont pas intéressants (il n'a aucun pouvoir d'action sur eux). Par contre il peut être intéressé par des paramètres modifiables associés à ce paramètre non modifiable, comme le « lieu de fabrication » qui est un paramètre modifiable associé directement au « mix énergétique de fabrication ». Les paramètres modifiables mais qui ont un faible impact environnemental intéressent peu les concepteurs. De même les paramètres qui ne sont pas ni clé ni modifiables, comme le matériau actif anodique qui est habituellement faite de graphite, ont, évidemment, peu d'intérêt pour le concepteur.

Le paramètre technologie Li-ion mérite une attention spéciale. Il est un paramètre clé, modifiable et partagé. Il est à l'origine d'une grande partie des contraintes du recycleur (procédé de recyclage, rentabilité, respect de la norme, etc.). Ce paramètre conditionne fortement les revenus du recycleur, conditionnant ainsi la rentabilité de toute la chaîne de recyclage. Quant au fabricant –l'autre acteur intéressé par ce paramètre—, le choix de la technologie Li-ion déterminera les procédés de fabrication et par conséquent les coûts de fabrication et les impacts environnementaux associés. Le paramètre technologie Li-ion montre que la relation entre recycleur et fabricant, à l'égard de ce paramètre, peuvent diverger. *A priori* nous pouvons penser que les intérêts individuels du fabricant vont vers la réduction des coûts de fabrication, donc il aurait une préférence pour des technologies Li-ion utilisant des matériaux peu coûteux (LFP par exemple). D'autre part, nous pensons que le recycleur préfère des technologies Li-ion utilisant de matériaux onéreux, afin d'assurer la rentabilité de son activité industrielle et le respect des contraintes normatives européennes (taux minimal de matériaux récupérés). En plus, la faisabilité d'un système de fabrication-recyclage en boucle fermée est aussi fortement déterminée par le paramètre « technologie Li-ion ».

Quand le paramètre technologie Li-ion est fixé, le modèle produit décrit bien l'évolution des impacts environnementaux et économiques de la batterie ainsi que les relations entre les étapes du cycle de vie. Il est assez aisé de suivre les évolutions du MPE selon les nouveaux choix de conception et les optimisations réalisées. Lorsque l'on modifie le paramètre technologie-ion, la comparaison des batteries, au niveau des paramètres n'est plus adéquate et peut même conduire à de la perte de temps, si le concepteur ne réalise pas tout de suite la modification de la structure (des relations) entre les paramètres de la solution (et donc entre les acteurs. En définitive, nous pouvons dire que ce paramètre technologie Li-ion est d'une *nature différente* du reste des paramètres modifiables, car il entraîne d'importants changements au niveau de la structure du MPE. C'est en ce sens que nous allons proposer une adaptation du MPE.

3 Adaptation du MPE au concept de paramètre critique : MPAE

L'utilisation du modèle produit dans l'exemple des batteries Li-ion montre que la modification de certains paramètres de conception modifie profondément le cycle de vie du produit, changeant les relations entre les acteurs. Dans notre exemple, ce paramètre est la technologie Li-ion (matériau actif cathodique) qui détermine le type de procédé de

fabrication, le type de procédé de recyclage et la nature des relations entre le fabricant et le recycleur. Le respect des normes de recyclage et la faisabilité d'un système de recyclage en boucle fermée est conditionnée fortement par ce paramètre.

En définitive, **la modification du paramètre « technologie Li-ion » modifie profondément le cycle de vie de la batterie.**

Cela n'arrive pas avec les autres paramètres clés et modifiables, comme le pourcentage de cuivre recyclé, le lieu de fabrication ou le choix du solvant de fabrication, qui ne modifient pas le cycle de vie (au moins pas d'une façon aussi drastique). Les modifications de ces paramètres apportent des modifications mineures au cycle de vie, et n'altèrent guère les relations entre les acteurs. A la vue de ces résultats, un nouveau type de paramètre peut être défini : les **paramètres critiques**.

3.1 Définition du concept de paramètre critique

Les paramètres critiques sont **une sélection des paramètres clés, modifiables, et partagés** qui sont directement en relation avec beaucoup d'autres paramètres et qui, lors de leur modification directe, entraîne toute une série de modifications sur ces autres paramètres (Figures 5.20 et 5.21). La modification d'un paramètre critique modifie profondément le cycle de vie du produit (Figure 5.22).

Dans le cas des batteries Li-ion, le paramètre technologie Li-ion (matériau actif cathodique) est un paramètre critique parce que lors de sa modification directe (choix entre LCO, NCM, LFP, etc.) un grand nombre de paramètres sont indirectement modifiés, comme le procédé de fabrication, le poids de la batterie, les procédés de fin-de-vie, la rentabilité du recyclage (et l'éventuelle mise en œuvre d'une fabrication-recyclage en boucle fermée).

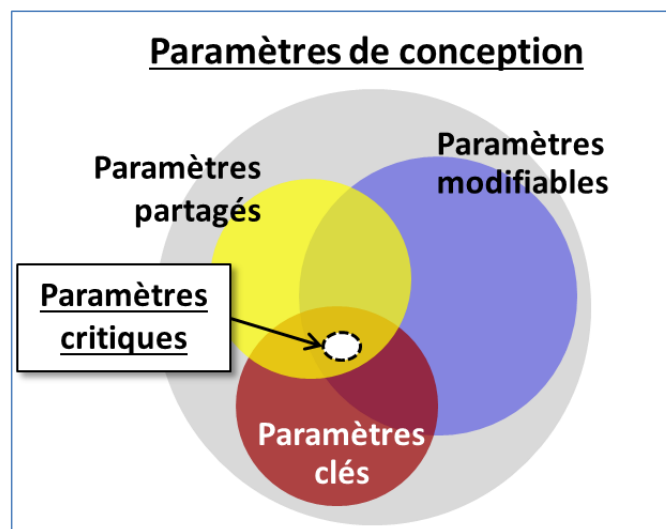


Figure 5.20. Catégories des paramètres de conception.

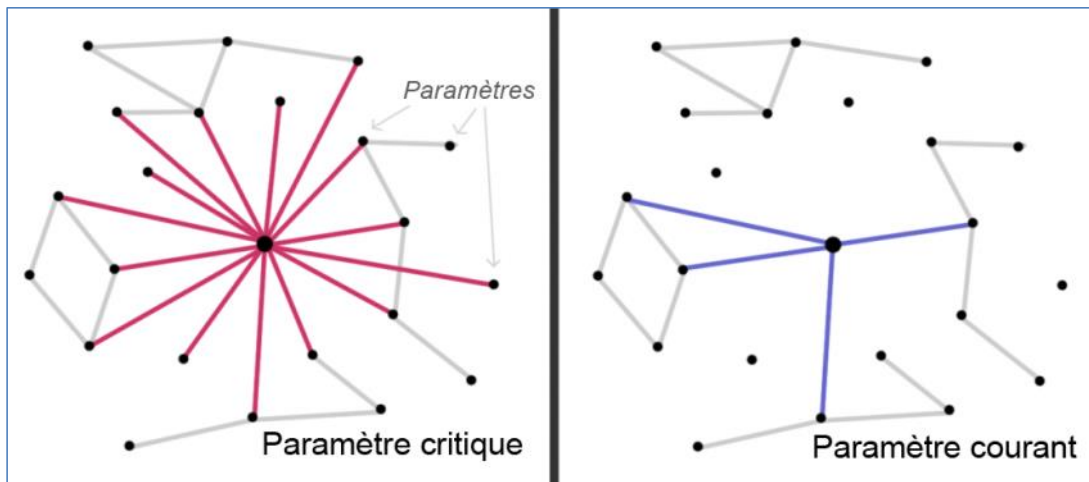


Figure 5.21. Différence à niveau des relations des paramètres critiques et le reste de paramètres (paramètres « courants »).

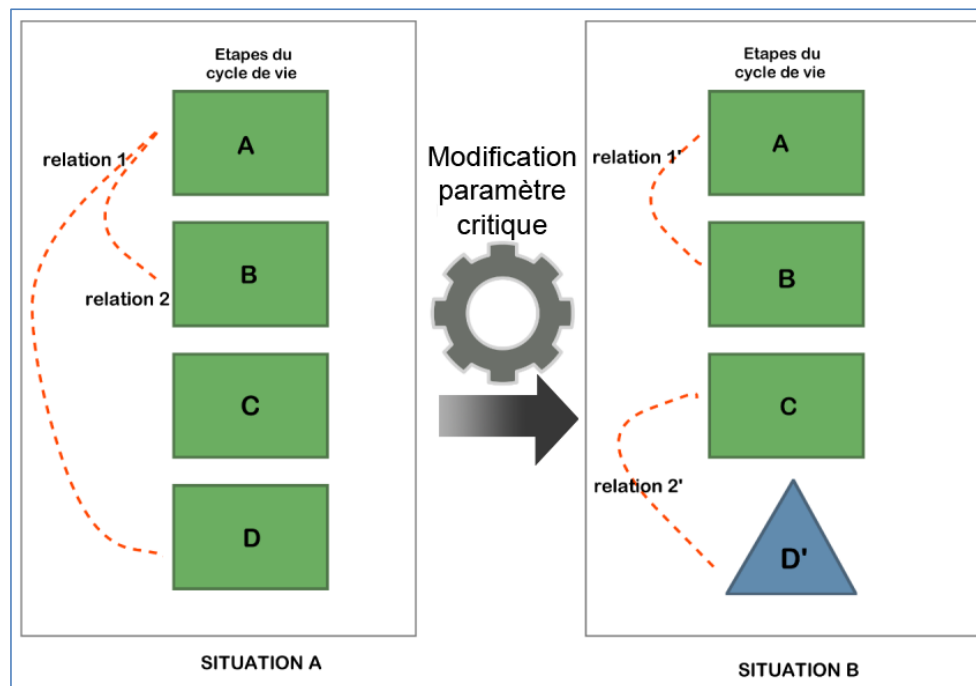


Figure 5.22. Modification profonde du cycle de vie d'un produit lors de la modification d'un paramètre critique.

La Figure 3.7 peut servir à montrer la différence au niveau relationnel entre les paramètres critiques et ceux qui ne le sont pas (paramètres « courants »). La figure montre un modèle produit composé de « n » plan de paramètres, où « n » est le nombre de combinaisons de valeurs des paramètres de conception, comme expliqué dans la section 3.3 du Chapitre 3. Pour chacune de ces combinaisons les impacts environnementaux sont différents mais les étapes du cycle de vie et leurs relations sont à peine altérées.

Lors de la modification d'un paramètre critique, comme la technologie Li-ion, une grande partie des paramètres est indirectement modifiée (ils « disparaissent » ou leur valeur change). *Les résultats* suite à la modification d'un paramètre critique sont difficilement comparables au niveau des composants, car le réseau a fortement évolué. On ne s'appuie plus ici sur des représentations successives du MPE pour comparer les alternatives de produits et argumenter. On doit changer sa représentation du système relationnel mis en place. Ceci nous a amené à proposer le concept de Modèle Produit Agile pour

l'Ecoconception (MPAE), afin de bien marquer les esprits des concepteurs quant *aux changements induit par le choix de la valeur de leur paramètre critique.*

4 Modèle produit agile pour l'écoconception

Nous avons montré que les paramètres critiques agissent de façon différente du reste des paramètres, et que le MPE actuel n'est pas adapté pour faire des comparaisons adéquates entre les alternatives de conception quand il y a modification d'un paramètre critique. Il faut donc un modèle produit qui différencie les paramètres critiques et les paramètres courants.

Notre proposition consiste à utiliser plusieurs MPE en parallèle, un pour chaque valeur du paramètre critique en question. Pour l'exemple développé dans ce chapitre, le paramètre critique pouvait prendre trois valeurs (technologie Li-ion LFP, NCM ou LCO), donc il faudrait trois MPE, en parallèle ; nous aurions un MPE LFP (c'est l'exemple de la section 3.2), un autre modèle produit NCM et un autre LCO.

Ce concept est illustré dans la Figure 5.23. Il s'agit d'un modèle produit composé de plusieurs modèles-produits : un modèle produit agile pour l'écoconception (MPAE). Le MPAE est composé de N MPE en parallèle, N étant le nombre de valeurs adoptées pour le paramètre critique. Le MPAE de la Figure 5.23 représente l'intégration d'un seul paramètre critique avec N valeurs possibles. Si le produit à modéliser a plus d'un paramètre critique il faudrait procéder de la même façon, et créer ainsi un modèle à partir de plusieurs MPAE en parallèle.

Le modèle produit agile pour la technologie Li-ion est représenté dans les Figures 5.24 et 5.25. Dans ce MPAE, la technologie Li-ion (paramètre critique) est définie et pour chaque valeur (LFP, NCM, etc.) un MPE est déployé. Ensuite le reste des paramètres peuvent être définis, comme expliqué dans ce chapitre. Pour faire des comparaisons entre différentes solutions, adoptant des technologies différentes, il suffit de déployer deux MPE au même temps (Figures 5.24 et 5.25) et de faire varier le reste de paramètres courants pour observer l'évolution des impacts, des coûts, revenus et d'autres enjeux. Si on optimise l'une ou l'autre des solutions, on change de technologie et donc on « saute » d'un modèle produit à un autre. La comparaison se fait alors à un niveau plus « globale » de la représentation du produit et les options d'optimisation sont plus rapidement identifiées, avec les bons acteurs à la clé.

Par exemple, dans la Figure 5.25, nous pouvons voir le schéma du MPAE pour une batterie Li-ion, avec chaque technologie déployée sous la forme de différentes vues du MPE (vue performance, générale, économique, etc.). Chaque technologie Li-ion est caractérisée par une série de paramètres clés. Ce groupe des principaux paramètres clés peut varier d'une technologie à autre, comme il est montré dans la figure. Pour la technologie LFP les principaux paramètres clés sont les « *Param. clé 1* » (très fort impact environnemental ; rouge très foncé), « *Param. clé 2* » (impact non négligeable ; rouge clair) et « *Param. clé 6* » (fort impact ; rouge). Pour la technologie NCM il y a différents paramètres clés et ceux qui sont communs à la technologie LFP (« *Param. clé 1* ») ont changé leur importance relative dans la classification de « top paramètres clé » (le « *Param. clé 1* » est passé de rouge très foncé à rouge foncé). Pour la technologie LCO, de la même façon, les paramètres clés ne sont plus identiques et ceux qui sont communs à d'autres technologies changent leur importance relative (« *Param. clé 1* » et « *Param. clé 6* » sont communs avec la technologie LFP et « *Param. clé 1* » et « *Param. clé 4* » avec la technologie NCM).

Pour résumer, la variation de technologie modifie l'importance relative des paramètres clés (changement de couleur des paramètres) et fait apparaître/disparaître des paramètres clés inexistantes avant la modification de technologie. Grâce à la structure du MPAE, les conséquences (économiques, environnementales, etc.) des variations des paramètres critiques – dans cet exemple, la technologie Li-ion (matériau actif cathodique) – sont facilement comparables graphiquement, en confrontant les MPEs.

Une façon de comparer les conséquences des changements entre plusieurs vues, consiste à observer les effets de ces changements à un niveau plus global. Par exemple, en regardant sur la vue économique de chaque MPE les coûts et revenus associés à chaque technologie.

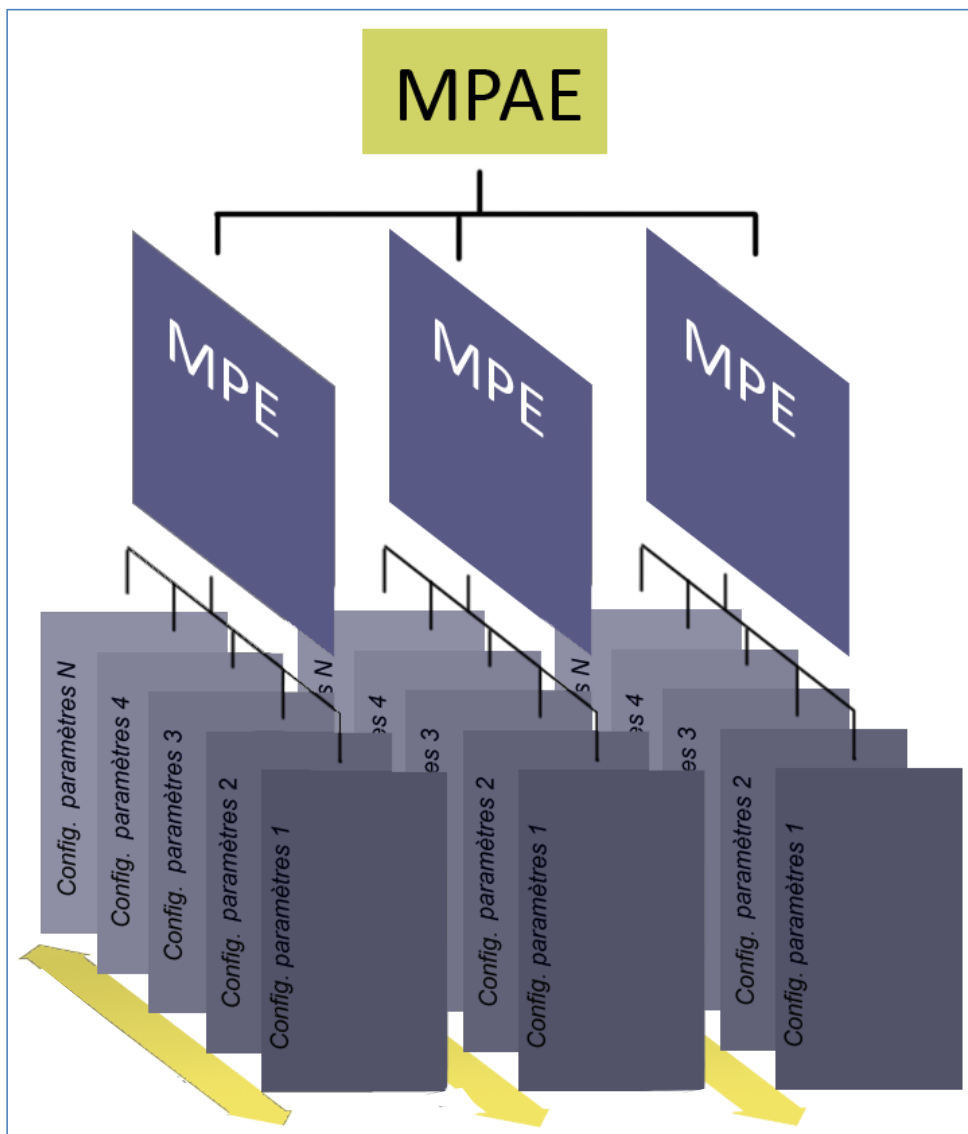


Figure 5.23. Schéma de la structure du méta-modèle produit (MPAE).

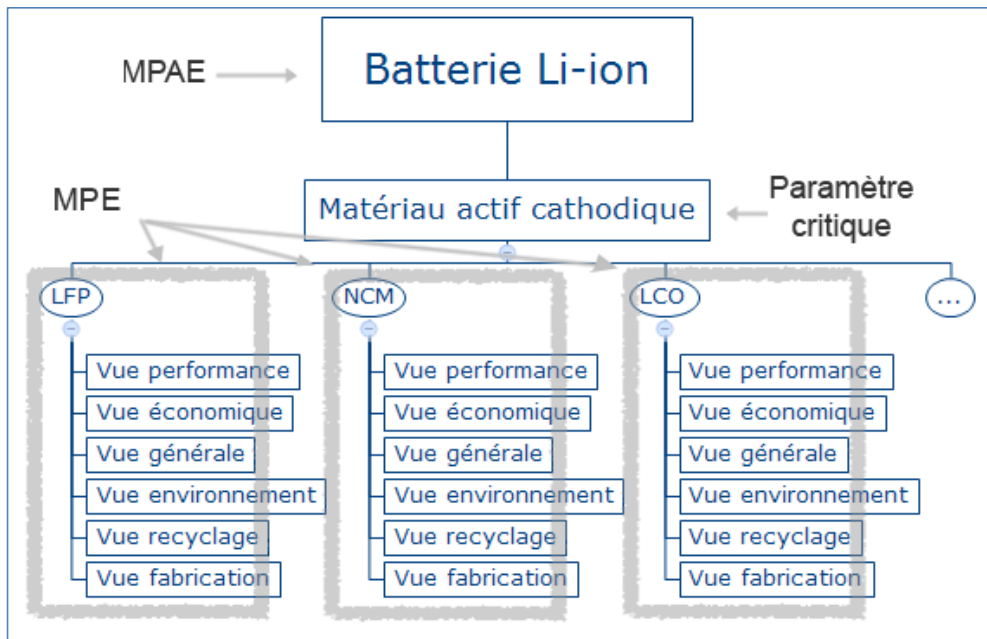


Figure 5.24. Modèle produit agile pour l'écoconception d'une batterie Li-ion.

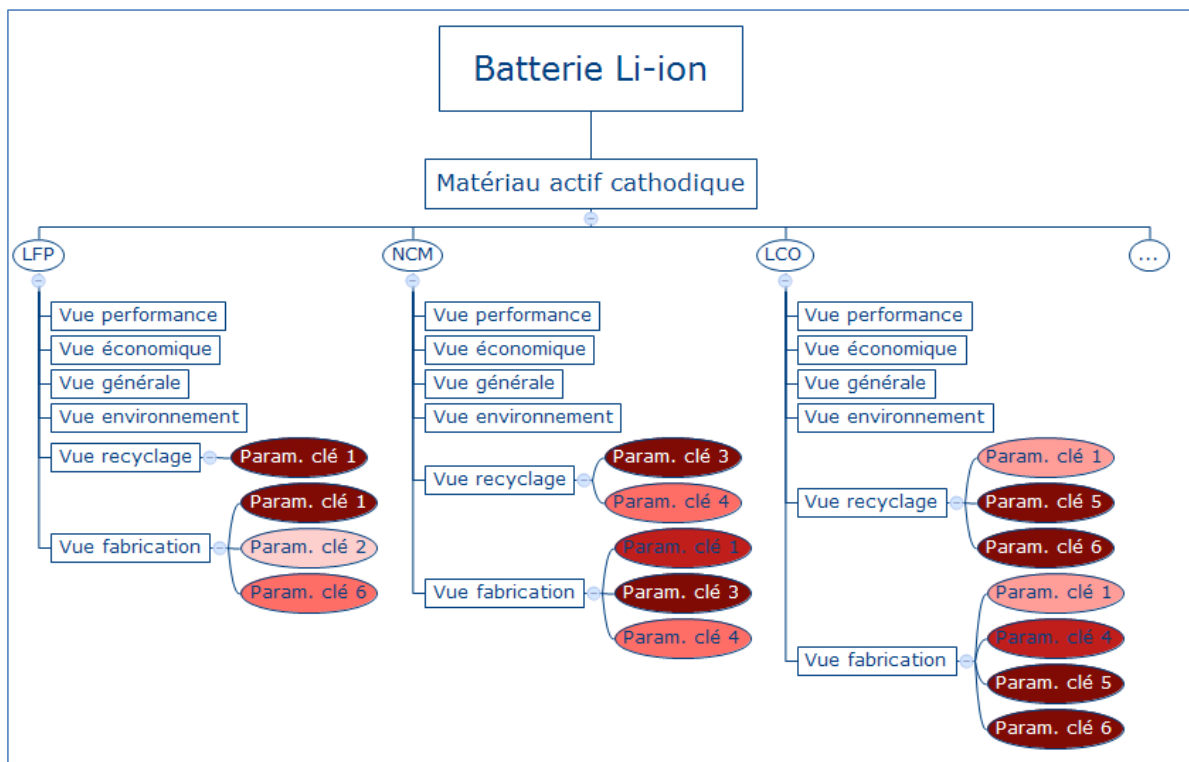


Figure 5.25. Modèle produit agile pour l'écoconception d'une batterie Li-ion. Détail sur les différents paramètres clés de chaque technologie Li-ion.

4.1 Conclusion MPAE

Pour conclure, le MPAE s'adapte bien aux produits ayant des paramètres critiques, comme les produits high-tech. Les produits high-tech changent souvent leur cycle de vie et les relations entre acteurs du fait des nouvelles versions du produit (évolution technologique, inclusion de matières rares, etc.).

Le modèle produit pour l'écoconception (MPE) proposé dans cette thèse permet d'intégrer les contraintes environnementales et du recycleur dans la conception mais il est incapable d'intégrer adéquatement ces paramètres critiques tellement caractéristiques des produits high-tech. Le MPAE solutionne cette question et réussit à intégrer les trois aspects de la problématique de cette thèse, les contraintes environnementales, du recycleur et l'évolution des relations entre les acteurs lors de la modification des paramètres en conception.

Chapitre 6

Conclusions et perspectives

"La vie est simple"

Kléber Barros, explorateur.

Labor omnia vincit.

1 Conclusion

Le cœur de ce travail de thèse repose sur la proposition d'un modèle produit agile pour l'écoconception (MPAE), adapté à l'étude des produits high-tech. Le MPAE permet aux concepteurs d'identifier graphiquement les paramètres de conception à l'origine des impacts environnementaux, ainsi que les paramètres à modifier ou les acteurs à contacter pour diminuer ces impacts. Grâce à une ACV itérative alimentant le MPAE, le concepteur peut visualiser en *temps réel* l'évolution des impacts environnementaux et ainsi mieux contrôler l'évolution des relations entre les acteurs du cycle de vie lors des choix de conception.

Le **premier chapitre** de cette thèse nous a permis de positionner la problématique autour des produits high-tech. Ces produits représentent une importante source d'impacts environnementaux à cause de leurs matériaux de fabrication, de l'énergie utilisée pendant leurs étapes de fabrication et d'utilisation ainsi qu'à cause de la production de déchets lors de leur fin-de-vie. Une des causes possibles des impacts environnementaux en fin-de-vie est probablement liée au fait que les concepteurs négligent l'intégration des contraintes de cette étape lors du processus de conception. Ils sont plus tournés vers l'intégration des contraintes liées à la fabrication ou l'utilisation. Les méthodes d'écoconception *classiques* ne sont pas adaptées aux produits high-tech ; elles ne mettent pas en évidence les *bons paramètres* pour l'écoconception quand la technologie du produit évolue.

L'exemple de produit high-tech considéré dans cette thèse concerne les batteries Li-ion pour des applications véhicule électrique. Nous avons montré que ces batteries Li-ion réunissent un grand nombre de caractéristiques de produits high-tech et posent de grands problèmes environnementaux, en particuliers en fin-de-vie.

Les deux questions de recherche triatées dans ce manuscrit sont : comment identifier quels sont les bons paramètres pour et comment pouvons-nous intégrer ces *bons paramètres* dans un processus de conception.

Dans le **deuxième chapitre** une étude bibliographique a permis de se positionner vis-à-vis des travaux existants. D'une part, plusieurs auteurs ont essayé de réduire l'impact environnemental des produits high-tech mais leur approche n'était pas *complète*. Il y a des nombreuses divergences entre les travaux, au niveau de la méthodologie suivie pour conduire des ACV et donc des résultats obtenus. Nous ne connaissons pas avec précision les paramètres impactant du produit.

D'autre part l'obtention de ces connaissances environnementales *per se* ne suffit pas pour modifier dans la pratique les impacts des produits étudiés. Il faut qu'elles soient intégrées dans un processus de conception, grâce à des méthodologies et/ou des outils dédiés. La Conception Intégrée, est apparue comme une bonne approche pour intégrer les contraintes environnementales. Des nombreux outils existent dans ce domaine mais très peu réunissent les caractéristiques nécessaires pour adresser la problématique des produits high-tech. Soit les outils considèrent les enjeux environnementaux mais négligent l'intégration des acteurs (notamment ceux de la fin-de-vie) soit l'inverse. Certains travaux, comme ceux de Maud Dufrene (Dufrene, 2015) considèrent l'intégration de l'environnement

et des acteurs mais ne sont pas adaptés à la rapide évolution du cycle de vie des produits high-tech.

Parmi tous les outils étudiés, c'est le modèle produit proposé par Gaucheron (Gaucheron, 2000) qui a retenu notre attention. Ce modèle ne considère pas pleinement les enjeux environnementaux et n'est pas adapté aux rapides évolutions des produits high-tech dans sa version actuelle, mais il est apparu que sa structure peut supporter des adaptations en ce sens.

Dans le **troisième chapitre**, nous avons proposé un modèle produit capable d'adresser la problématique des produits high-tech : un modèle produit pour l'écoconception, le MPE. Il s'agit d'un modèle pour l'aide à la conception des produits high-tech destiné aux concepteurs. Son objectif est la prise en compte des contraintes environnementales et de fin-de-vie dans le processus de conception. Ce modèle permet de visualiser les répercussions environnementales des différents choix de conception et ainsi avertir les concepteurs des conséquences de leurs choix. Ce modèle a été construit sur la base du modèle produit de Gaucheron et il est fondé sur deux points : l'identification de paramètres de conception modifiables, influençant fortement les impacts environnementaux (les paramètres clés modifiables) et sur l'identification du réseau d'acteurs à faire collaborer pour diminuer ces impacts.

La construction de notre modèle est composée de deux étapes :

1. La première étape consiste à utiliser le MP de Gaucheron pour identifier le réseau d'acteurs et intégrer les contraintes « classiques » de la conception (coûts, performance, qualité, etc.). Nous obtenons les vues du produit.
2. La deuxième étape est la construction de la connaissance environnementale. Dans un premier temps nous réalisons une analyse de cycle de vie adéquate pour l'identification de paramètres clés. Ensuite ces connaissances sont formalisées dans la vue environnement, qui est intégrée avec le reste de vues du MP de Gaucheron. L'intégration est faite grâce à un code de couleurs sur les paramètres pour indiquer l'ampleur des impacts environnementaux.

En parallèle à cette intégration des connaissances environnementales une analyse environnementale (ACV) doit être réalisée chaque fois qu'un paramètre est modifié lors du processus de conception, afin de montrer l'évolution des impacts qui en résulte.

Le **quatrième chapitre** décrit la construction du MPE pour le cas d'étude des batteries Li-ion. Suivant la méthodologie décrite précédemment le modèle est construit pas à pas. Le MP de Gaucheron est construit dans un premier temps et ensuite la connaissance environnementale est construite grâce à plusieurs ACV sur des batteries Li-ion. Deux technologies Li-ion sont analysées : LFP et NCM. Les résultats d'ACV montrent que chaque technologie génère des impacts environnementaux différents et ceci via des paramètres clés différents. Chaque technologie Li-ion a également des étapes de cycle de vie différentes, notamment la fabrication et la fin-de-vie, qui sont spécifiques pour chaque technologie.

Dans le **cinquième chapitre** le MPE pour des batteries Li-ion construit dans le chapitre 4, est mis en pratique. Une utilisation du modèle est scénarisée, avec des données fictives. L'objectif est de décrire le fonctionnement du MPE dans un cas *réaliste*. On montre ainsi que le MPE permet au concepteur d'identifier facilement les paramètres clés modifiables et lui permet d'entreprendre une démarche d'écoconception (réduction des impacts

environnementaux tout en respectant les autres critères *classiques* de la conception). Dans un deuxième temps le concepteur peut étudier la faisabilité d'un système de recyclage en boucle fermée.

Au cours de l'utilisation du MPE on a pu remarquer que certains paramètres clés modifiables agissent différemment des autres. La modification directe de ces paramètres clés modifie indirectement un grand nombre d'autres paramètres. Autrement dit, la modification de ces paramètres critiques provoque d'importants changements dans le cycle de vie du produit. Cela rend alors difficile la comparaison entre plusieurs alternatives de conception en se plaçant au niveau des paramètres. Pour le cas des batteries Li-ion, la technologie Li-ion (LFP, NCM, LCO, etc.) est un paramètre critique. Lors de leur modification les étapes de fabrication et de fin-de-vie changent complètement, et les paramètres clés vus d'un côté comme très influent, ne le sont plus, voir disparaissent. Cela rend alors inadéquate une comparaison paramètre à paramètre au niveau des produits.

La découverte de ces paramètres critiques nous a amené à adapter notre MPE pour qu'il puisse tenir compte de ces particularités. Nous avons ainsi défini le Modèle Produit Agile pour l'Ecoconception.

2 Perspectives

Le modèle proposé dans cette thèse n'a pas été mis en pratique dans un cas réel de conception, donc par la suite **il faudrait que le MPAE soit utilisé par une équipe de concepteurs afin d'obtenir un retour d'expérience**. Mais avant l'utilisation dans un cas pratique réel il s'agirait d'implémenter le MPAE sur un support logiciel. Le programme informatique doit permettre aux acteurs de transmettre leurs données (inscription du modèle de connaissances dans le modèle de données). Une ACV doit être réalisée itérativement (ou tout au moins, ajustée à intervalles réguliers pour chaque MPAE) de permettre la visualisation en *temps réel* de l'évolution des impacts environnementaux lors de la conception.

Pour l'implémentation logicielle les langages de modélisation UML ou SysML pourraient être utilisés. A ce propos nous pouvons utiliser les travaux de thèse de Maud Rio (Rio, 2012) sur la fédération d'outils d'écoconception. Il serait intéressant de coordonner les différentes fonctionnalités du MPAE, comme l'ACV ou le *Life Cycle Costing* (pour la vue économique). Nous pouvons aussi utiliser les travaux de Maud Dufrene sur la plateforme GENESI (Dufrene, 2015), pour créer une base de données globale (un inventaire du produit) qui utiliseraient l'ACV, le *Life Cycle Costing* ou d'autres outils. L'objectif pourrait être de regrouper les résultats des travaux réalisés au sein de l'équipe travaillant sur l'écoconception au laboratoire G-SCOP sur une même plateforme.

Le deuxième point important dans les perspectives est la validation pratique de la proposition de thèse d'après une équipe de concepteurs. Ils utiliseraient le MPAE afin d'écoconcevoir un produit high-tech et nous profiterons de leur retour d'expérience pour améliorer le modèle proposé.

D'autres vues du MPAE pourraient être renseignées en profondeur. Les informations de la vue performance –description du service rendu par le produit—étaient incluses dans l'inventaire de l'ACV. Lors de la définition de l'Unité Fonctionnelle nous avons pris en compte

des performances de batteries Li-ion. Néanmoins il serait très intéressant *d'externaliser* ces informations—sur la vue performance—pour que le concepteur puisse facilement modifier ces paramètres (durée de vie, puissance, capacité, etc.) et observer l'évolution des impacts environnementaux ou autres (économiques, normes, etc.).

De même, la vue économique pourrait être renseignée en profondeur.

La structure du MPAE, héritée du MP de Gaucheron, permet **l'intégration de nouveaux enjeux** tels que ceux liés à l'environnement, qui sont plutôt transverses dans un processus de conception. Dans le futur, d'autres critères de conception « transverse » pourraient être considérés avec une telle approche (esthétiques, sociaux, etc.) suivant une méthodologie analogue. De même, des **nouveaux acteurs** (collecteur de produits en fin-de-vie, extracteur de matières premières, transporteur, etc.) pourraient être ajoutés dans le MPAE. Il s'agirait alors d'intégrer ces nouvelles vues dans le modèle.

Références

- Active Disassembly Research. (2005). *Design for Disassembly Guidelines*. Retrieved from <http://openraam.eu/system/files/Design%20for%20Disassembly%20Guidelines.pdf>
- ADEME. (2015). *RAPPORT ANNUEL DU REGISTRE DES DÉCHETS D'ÉQUIPEMENTS ÉLECTRIQUES ET ÉLECTRONIQUES, 2014*.
- ADEME. (2016). L'allongement de la durée de vie des produits, pp. 1–5.
- ADEME, Boeglin, N., & Veuillet, D. (2005). Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). ADEME. Retrieved from [http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Introduction+à+l'+Analyse+de+Cycle+de+Vie+\(+ACV+\):#0](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Introduction+à+l'+Analyse+de+Cycle+de+Vie+(+ACV+):#0)
- Amnesty International. (2016). *"This is what we die for": Human rights abuses in the Democratic Republic of the Congo power the global trade in cobalt*.
- Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R., Huisman, J., & United Nations University. (2015). *The Global E-Waste Monitor-2014*.
- Belchi Lorente, D., Mandil, G., Svecova, L., Thivel, P.-X., & Zwolinski, P. (2015). Life Cycle and Sustainability. In *Lithium Process Chemistry* (pp. 269–288). <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-801417-2.00008-6>
- Bihouix, P. (2014). *L'age des low techs*. Editions du Seuil.
- Chapa, E. (1997). *Outils et structure pour la coopération formelle et informelle dans un contexte de conception holonique*. Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Corepile. (2016). *Rapport d'activité 2015*. Retrieved from <http://www.corepile.fr/assets/uploads/sites/1/Rapport-dactivite-Corepile-2015.pdf>
- Dufrene, M. (2015). *A methodological framework to support integrated ecodesign for companies : requirements and conceptualization towards a software platform*.
- Dunn, J. B., Christine, J., Gaines, L., Gallagher, K., Dai, Q., & Kelly, J. C. (2015). Material and Energy Flows in the Production of Cathode and Anode Materials for Lithium Ion Batteries.
- Dunn, J. B., Gaines, L., Barnes, M., Sullivan, J., & Wang, M. Q. (2012). *Material and Energy Flows in the Materials Production, Assembly and End-of-Life Stages of the Automotive Lithium-Ion Battery Life Cycle*.
- Dunn, J. B., Gaines, L., Sullivan, J., & Wang, M. Q. (2012). Impact of recycling on cradle-to-gate energy consumption and greenhouse gas emissions of automotive lithium-ion batteries. *Environmental Science & Technology*, 46(22), 12704–10. <http://doi.org/10.1021/es302420z>
- Ellingsen, L. A.-W., Majeau-Bettez, G., Singh, B., Srivastava, A. K., Valøen, L. O., & Strømman, A. H. (2013). Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. *Journal of Industrial Ecology*, 0(0), n/a-n/a. <http://doi.org/10.1111/jiec.12072>
- Ellingsen, L. A.-W., Singh, B., & Strømman, A. H. (2016). The size and range effect: lifecycle greenhouse gas emissions of electric vehicles, 54010. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/11/5/054010>

- EPA. (2013). Application of Life- Cycle Assessment to Nanoscale Technology: Lithium-ion Batteries for Electric Vehicles.
- Estevez, I., Dubois, S., Gartiser, N., Renaud, J., & Caillaud, E. (2006). Le raisonnement à partir de cas est-il utilisable pour l'aide à la conception inventive. *14e Atelier de Raisonnement À Partir de Cas*, 30–31.
- European Committee for Standardization. (2006). *European Standard EN ISO 14040*.
- Evrard, D., Brissaud, D., & Mathieux, F. (2013). Synergico: a method for systematic integration of energy efficiency into the design process of electr(on)ic equipment. *International Journal of Sustainable Engineering*, 6(3), 225–238. <http://doi.org/10.1080/19397038.2012.704431>
- Fair Labor Association. (2012). *Independent Investigation of Apple Supplier, Foxconn*.
- Fairphone. (2016). Fairphone-Téléphone. Retrieved from <https://www.fairphone.com/phone/>
- Foster, M., Isely, P., Standridge, C. R., & Hasan, M. M. (2014). Feasibility assessment of remanufacturing, repurposing, and recycling of end of vehicle application lithium-ion batteries. *Journal of Industrial Engineering and Management*, 7(3), 698–715. <http://doi.org/10.3926/jiem.939>
- Gaines, L. (2011a). Recycling of LiFePO₄ Batteries. In *7th International Symposium on Inorganic Phosphate Materials Phosphate Materials for Energy Storage*.
- Gaines, L. (2011b). Recycling of Li-Ion Batteries. In *Illinois Sustainable Technology Center, University of Illinois*.
- Gaines, L. (2014). The future of automotive lithium-ion battery recycling: Charting a sustainable course. *Sustainable Materials and Technologies*, 1–2, 2–7. <http://doi.org/10.1016/j.susmat.2014.10.001>
- Gaines, L. (2015). Enabling Future Li-Ion Battery Recycling. In *127th Convention Power Mart Expo. Savannah International Trade & Convention Center. Savannah, Georgia*.
- Gaucheron, T. (2000). *Intégration du recyclage en conception. Le Modèle Produit : Un outil descriptif et cognitif dans le processus de prise en compte du recyclage*. INP Grenoble.
- Georgi-Maschler, T., Friedrich, B., Weyhe, R., Heegn, H., & Rutz, M. (2012). Development of a recycling process for Li-ion batteries. *Journal of Power Sources*, 207, 173–182. <http://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2012.01.152>
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J., & Zelm, R. Van. (2009). *ReCiPe 2008*.
- Goedkoop, M., & Spriensma, R. (2001). *The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*.
- Gratz, E., Sa, Q., Apelian, D., & Wang, Y. (2014). A closed loop process for recycling spent lithium ion batteries. *Journal of Power Sources*, 262, 255–262. <http://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2014.03.126>
- Guide, V. D. R., & Van Wassenhove, L. N. (2009). The Evolution of Closed-Loop Supply Chain Research. *Operations Research*, 57(1), 10–18. <http://doi.org/10.1287/opre.1080.0628>
- Gulbinska, M. K. (ed.) (2014). *Lithium-ion Battery Materials and Engineering. Current Topics and Problems from the Manufacturing Perspective*. Green Energy and Technology. DOI: 10.1007/978-1-4471-6548-4
- Hauschild, M., Jeswiet, J., & Alting, L. (2004). Design for Environment — Do We Get the

- Focus Right? *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 53(1), 1–4.
- Hauschild, M., Wenzel, H., & Alting, L. (1999). Life Cycle Design – a Route to the Sustainable Industrial Culture? *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 48(1), 393–396.
- International Energy Agency. (2015). *Global EV Outlook 2015 key takeaways*. IEA.
- Izatt, R. M., Izatt, S. R., Bruening, R. L., Izatt, N. E., & Moyer, B. A. (2014). Challenges to achievement of metal sustainability in our high-tech society. *Chemical Society Reviews*, 43(8), 2451–75. <http://doi.org/10.1039/c3cs60440c>
- Kannan, G., Sasikumar, P., & Devika, K. (2010). A genetic algorithm approach for solving a closed loop supply chain model: A case of battery recycling. *Applied Mathematical Modelling*, 34(3), 655–670. <http://doi.org/10.1016/j.apm.2009.06.021>
- Lagerstedt, J. (2003). *Functional and environmental factors in early phases of product development-Eco Functional Matrix*. Retrieved from <http://kth.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:9267>
- Lonchamp, P. (2004). *Co-évolution et processus de conception intégrée de produits : Modèle et support de l'activité de conception: Modèle et support de l'activité de conception*. Institut National Polytechnique de Grenoble - INPG. <tel-00007313>
- Majeau-Bettez, G., Hawkins, T. R., & Strømman, A. H. (2011a). Life Cycle Environmental Assessment of Lithium-ion and nickel metal hydride batteries for plug-in hybrid and battery electric vehicles. *Environmental Science & Technology*, 45(10), 4548–54. <http://doi.org/10.1021/es103607c>
- Millet, D., Bistagnino, L., Lanzavecchia, C., & Poldma, T. (2007). Does the potential of the use of LCA match the design team needs? *Journal of Cleaner Production*, 15(4), 335–346. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.016>
- Notter, D. a, Gauch, M., Widmer, R., Wäger, P., Stamp, A., Zah, R., & Althaus, H.-J. (2010a). Contribution of Li-ion batteries to the environmental impact of electric vehicles. *Environmental Science & Technology*, 44(17), 6550–6. <http://doi.org/10.1021/es903729a>
- OECD. (2016). *OECD Due Diligence Guidance for Responsible Supply Chains of Minerals from Conflict-Affected and High-Risk Areas: Third Edition*. *Oecd.Org*. <http://doi.org/10.1787/9789264185050-en>
- Öko-Institut e.V. (2012). *Recycling critical raw materials from waste electronic equipment* (Vol. 49). Retrieved from [http://www.resourcefever.org/publications/reports/Recycling critical raw materials from waste electronic equipment.pdf](http://www.resourcefever.org/publications/reports/Recycling%20critical%20raw%20materials%20from%20waste%20electronic%20equipment.pdf)
- Avicenne Energy, Pillot, C. (2015). Future trends in the rechargeable battery market. In *ICBR 2015, Montreux, Switzerland*.
- Pimapsunri, K. (2007). *Conception Intégrée de Meubles Réalisés en Panneaux de Fibras o de Particules*. Institut National Polytechnique de Grenoble - INPG.
- Pré Consultants, Goedkoop, M., Oele, M., Schryver, A. de, & Vieira, M. (2008). *SimaPro Database Manual Methods library*.
- Prudhomme, G. (1999). *Le processus de conception de systèmes mécaniques et son enseignement. La transposition didactique comme outil d'une analyse épistémologique*. Université Joseph Fourier, Grenoble. Retrieved from <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=199165>
- Reuter, M. A., & van Schaik, A. (2014). PRODUCT CENTRIC DESIGN FOR

- RECYCLING : Predicting recycling rates - An example on LED lamp recycling. In *CARE INNOVATION 2014, Schönbrunn Palace Conference Centre, Vienna, Austria*.
- Rio, M. (2012). *A l'interface de l'ingénierie et de l'analyse environnementale, fédération pour une éco-conception proactive*. Université de Technologie de Troyes.
- Robert, J., & Alzieu, J. (2012). *Accumulateurs au lithium* (Vol. 33).
- Romare, M., & Olofsson, Y. (2013). *Life Cycle Assessment of Lithium-ion Batteries for Plug-in Hybrid Buses*.
- Roucoules, L. (1999). *Méthodes et connaissances : contribution au développement d ' un environnement de conception intégrée*.
- Sakai, T., & Takata, S. (2012). Reconfiguration management of remanufactured products for responding to varied user needs. *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 61(1), 21–26.
- Schneider, E. L., Kindlein, W., Souza, S., & Malfatti, C. F. (2009). Assessment and reuse of secondary batteries cells. *Journal of Power Sources*, 189(2), 1264–1269. <http://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2008.12.154>
- Schultmann, F., Engels, B., & Rentz, O. (2003). Closed-Loop Supply Chains for Spent Batteries. *Interfaces*, 33(6), 57–71. <http://doi.org/10.1287/inte.33.6.57.25183>
- Sloop, S. E., & Parker, R. (2011). System and method for processing an end-of-life or reduced performanec energy storage and/or conversion device using a supercritical fluid.
- The European Parliament and the Council of the European Union. (2006). *DIRECTIVE 2006/66/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL*.
- USGS & Jaskula, B. W. (2015). *2013 Minerals Yearbook: Lithium*. U.S. Geological Survey Minerals Yearbook
- USGS & Gambogi, J. (2016). *Rare earths*. U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries Retrieved from http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/rare_earths/mcs-2016-raree.pdf
- USGS, & Goonan, T. G. (2012). Lithium use in batteries. *U.S. Geological Survey Circular*, 1371, 1–14.
- Väyrynen, A., & Salminen, J. (2012). Lithium ion battery production. *The Journal of Chemical Thermodynamics*, 46, 80–85. <http://doi.org/10.1016/j.jct.2011.09.005>
- Yoshio, M., & Noguchi, H. (2009). *Lithium Ion Batteries*. (M. Wakihara & O. Yamamoto, Eds.). Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH. <http://doi.org/10.1002/9783527612000>
- Zackrisson, M., Avellán, L., & Orlenius, J. (2010). Life cycle assessment of lithium-ion batteries for plug-in hybrid electric vehicles – Critical issues. *Journal of Cleaner Production*, 18(15), 1519–1529. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.06.004>
- Zeng, X., Li, J., & Singh, N. (2013). Recycling of Spent Lithium-ion Battery: A Critical Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, (November), 130828222727008. <http://doi.org/10.1080/10643389.2013.763578>