



HAL
open science

Evaluation environnementale d'un système produit-service en vue de son écoconception. : Application à l'autopartage free-floating électrique

Olivier Guyon

► **To cite this version:**

Olivier Guyon. Evaluation environnementale d'un système produit-service en vue de son écoconception. : Application à l'autopartage free-floating électrique. Génie mécanique [physics.class-ph]. Université de Toulon, 2021. Français. NNT : 2021TOUL0019 . tel-04691879

HAL Id: tel-04691879

<https://theses.hal.science/tel-04691879v1>

Submitted on 9 Sep 2024

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.

ÉCOLE DOCTORALE 548 - MER ET SCIENCES

THÈSE

Présentée par Olivier GUYON

Soutenue le : **24 mars 2021**

Pour obtenir le grade de Docteur

Spécialité : Génie mécanique

EVALUATION ENVIRONNEMENTALE D'UN SYSTEME PRODUIT-SERVICE EN VUE DE SON ECOCONCEPTION :

Application à l'autopartage free-floating électrique

THÈSE dirigée par : **MILLET Dominique** Professeur des Universités

JURY :

M. MILLET Dominique	Professeur des Universités Université de Toulon	Directeur de thèse
M. BENETTO Enrico	Head of RDI unit Luxembourg Institute of Science and Technology	Rapporteur
M. PERRY Nicolas	Professeur des Universités Arts et Métiers ParisTech	Rapporteur
Mme BLANC Isabelle	Professeur des Universités Mines ParisTech	Examineur
M. MARGNI Manuele	Professeur des Universités Polytechnique Montréal	Examineur
M. GARCIA Julien	Docteur Spécialiste Groupe Stellantis	Encadrant
M. TCHERTCHIAN Nicolas	Docteur Ingénieur Université de Toulon	Encadrant



Résumé

Face à la crise de l'Environnement et notamment au réchauffement climatique, il est nécessaire de s'adapter et de diminuer nos émissions de gaz à effet de serre. Le transport routier est principalement ciblé ce qui a entraîné la mise en place de lourdes réglementations auxquelles les constructeurs automobiles doivent se plier. Afin d'y arriver plusieurs solutions sont adoptées dont notamment l'électrification des véhicules mais aussi le développement des services de mobilité qui a pour but de proposer des alternatives à la voiture personnelle. Parmi ces services on retrouve notamment l'autopartage free-floating qui a fait son émergence depuis quelques années dans les grandes villes. Dans la littérature, les études actuelles se concentrent principalement à démontrer les bénéfices environnementaux de ces services en comparaison aux solutions traditionnelles. Cependant peu de sujets de recherche s'intéressent à l'écoconception de ces services et plus généralement des systèmes produit-service (PSS). Cette thèse vise donc à expérimenter l'évaluation environnementale d'un système produit service d'autopartage free-floating en vue de son écoconception. L'objectif est donc d'apporter une aide à la prise de décision pour l'écoconception de ces services. La méthode proposée est basée sur une utilisation de l'analyse de cycle de vie (ACV) attributionnelle et permet la prise en compte des coûts d'exploitation et de l'attractivité du service. La démarche se déroule en trois phases au cours desquelles la modélisation du système évolue. Dans la première phase, une analyse environnementale réalisée à partir d'une modélisation des PSS d'autopartage B2C (générique) et de l'utilisation de la méthode des plans d'expérience, permet de déterminer l'influence des paramètres du système sur plusieurs indicateurs environnementaux. Pour cela une adaptation de l'ACV d'un véhicule au cas du PSS d'autopartage est proposée. Dans la deuxième phase, la modélisation de la phase 1 évolue afin d'obtenir une modélisation spécifique d'un PSS d'autopartage free-floating avec notamment la prise en compte des infrastructures de rechargement. A partir de cette nouvelle modélisation, une optimisation environnementale est réalisée grâce à l'utilisation des problèmes de satisfaction de contraintes (CSP : constraint satisfaction problems). Les principaux paramètres à dimensionner sont la vitesse de rechargement et la capacité de la batterie des véhicules. Enfin dans la troisième phase, la modélisation du système évolue une dernière fois à cause de la prise en compte des coûts d'exploitation et de la satisfaction des clients dans l'optimisation environnementale du service. Grâce à une matrice QFD, un indicateur de satisfaction client est créé et peut être utilisé comme contrainte dans l'utilisation des CSP pour minimiser les impacts environnementaux du service. Dans cette dernière phase quatre nouveaux paramètres à dimensionner sont ajoutés : la masse du véhicule hors batterie, le niveau de finition des véhicules, l'utilisation des auxiliaires chauffage / AC ainsi que le seuil d'autonomie minimale avant le rechargement des véhicules. Les expérimentations ont été réalisées chez Stellantis (anciennement Groupe PSA). L'ensemble des résultats montrent le potentiel de réduction d'impacts que peut apporter l'écoconception des services d'autopartage free-floating et plus globalement des PSS de mobilité

automobile. Les simulations permettent aussi de dégager des pistes d'écoconception à explorer dans le futur.

Mots-clés : Ecoconception, Analyse de Cycle de Vie (ACV), Mobilité, Autopartage free-floating, Optimisation, Système produit-service



Abstract

Faced with the environmental crisis, and in particular global warming, it is necessary to adapt and reduce our greenhouse gas emissions. Road transport is mainly targeted, which has led to the introduction of heavy regulations that car manufacturers must comply with. In order to achieve this, several solutions have been adopted, including in particular the electrification of vehicles, but also the development of mobility services aimed at offering alternatives to the private car. Among these services is free-floating car-sharing, which has been emerging in the last few years in major cities. In the literature, current studies focus mainly on demonstrating the environmental benefits of these services compared to traditional solutions. However, few research topics focus on the eco-design of these services and more generally on Product-Service Systems (PSS). This thesis therefore aims at experimenting the environmental assessment of a free-floating car-sharing product-service system with a view to its eco-design. The objective is thus to provide a decision-making aid for the eco-design of these services. The proposed method is based on the use of attributive life cycle assessment (LCA) and allows the operating costs and attractiveness of the service to be taken into account. The approach is carried out in three phases during which the modeling of the system evolves. In the first phase, an environmental analysis carried out using B2C car-sharing (generic) PSS modeling and the use of the experimental design method, allows the influence of system parameters on several environmental indicators to be determined. For this purpose, an adaptation of a vehicle's LCA to the case of a car sharing PSS is proposed. In the second phase, the modeling of phase 1 evolves in order to obtain a specific modeling of a free-floating car-sharing PSS with, in particular, taking into account the recharging infrastructures. Based on this new modeling, an environmental optimization is carried out through the use of constraint satisfaction problems (CSP). The main parameters to be dimensioned are recharging speed and vehicle battery capacity. Finally in the third phase, the system modeling evolves one last time due to the consideration of operating costs and customer satisfaction in the environmental optimization of the service. Thanks to a QFD matrix, a customer satisfaction indicator is created and can be used as a constraint in the use of CSPs to minimize the environmental impacts of the service. In this last phase, four new parameters to be dimensioned are added: the mass of the vehicle (without battery), the trim 1 of vehicle, the use of auxiliary heating /AC and the minimum autonomy threshold before recharging the vehicles. The experiments were carried out at Stellantis (formerly Groupe PSA). All the results show the potential for reducing the environmental impact of eco-design of free-floating car-sharing services and, more generally, of car mobility PSS. The simulations also help to identify eco-design avenues to be explored in the future.

Keywords: Eco-design, Life Cycle Assessment (LCA), Mobility, Free-floating car-sharing, Optimization, Product-Service System (PSS)



Table des matières

Liste des figures.....	14
Liste des tableaux	17
Liste des abréviations	19
Remerciements	21
Introduction générale.....	22
Contexte	22
Positionnement de la recherche	23
La méthodologie globale	24
Structure du mémoire	25
CHAPITRE 1. Contexte et questions de recherches	27
1.1 Contexte général.....	27
1.1.1 Le réchauffement climatique	27
1.1.2 Economie de partage	32
1.1.3 Le développement des systèmes produit-service.....	34
1.2 Contexte industriel	37
1.2.1 Transition énergétique dans l'industrie automobile	37
1.2.2 Transition technologique dans l'industrie automobile	46
1.2.3 Nouveaux usages des véhicules : développement des systèmes produits-services de mobilité automobile et notamment des services d'autopartage free-floating	52
1.2.4 Ecosystème d'entreprise d'un service d'autopartage free-floating	54
1.3 Contexte de recherche	56

1.3.1	L'analyse de cycle de vie dans l'industrie automobile	56
1.3.2	Analyse de cycle de vie des systèmes produits-services	60
1.3.3	Analyse de cycle de vie des systèmes produit-service d'autopartage	65
1.3.5	Les limites des méthodes actuelles d'écoconception des systèmes produit-service d'autopartage	66
1.4	Problématique et questions de recherche	68
1.4.1	Comment établir une modélisation d'un système produit-service d'autopartage free- floating dans un objectif d'analyse et d'optimisation environnementale du service?	70
1.4.2	Quels sont les leviers d'écoconception d'un service d'autopartage free-floating ?	70
1.4.3	En quoi la prise en compte de l'attractivité commerciale et des coûts d'exploitation modifie l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating?	71
1.4.4	Synthèse.....	71
CHAPITRE 2. Proposition d'une méthodologie générale.....		73
2.1	Analyse de la littérature.....	73
2.1.1	Modélisation par approche Bottom-up et Top-down	73
2.1.2	Plans d'expériences	74
2.1.3	Utilisation des CSP.....	76
2.1.4	Adaptation méthodologie ACV au cas des PSS	77
2.1.5	Quality function deployment for environment (QFDE)	77
2.1.6	Modèle Kano	78
2.2	Méthodologie générale	80
CHAPITRE 3. ARTICLE 1: Prioritisation of modelling parameters of a free-floating car-sharing system according to their sensitivity to the environmental impacts		86

3.1 Introduction	87
3.2 Background	88
3.2.1 Free-floating car sharing product-service system.....	88
3.2.2 Environmental benefits of car-sharing services.....	90
3.2.3 LCA: from private vehicle to car sharing PSS	90
3.3 Modelling and methodologies	92
3.3.1 System boundaries.....	92
3.3.3 Adapted LCA methodology: assumptions and conventions.....	96
3.4 Design of experiments.....	99
3.4.1 Identification of system parameters (factors)	99
3.4.2 Choice of factor levels and design of experiments.....	99
3.5 Results	101
3.6 Discussion	104
3.7 Conclusion.....	106
3.8 References	107
3.9 Appendix	110
CHAPITRE 4. ARTICLE 2: Impact of the business model on the eco-design of a free-floating electric car-sharing service.....	111
4.1 Introduction	111
4.2 Background	112
4.2.1 Free-floating electric car-sharing.....	112
4.2.2 Eco-design of free-floating car-sharing services.....	113
4.2.3 Life cycle assessment	114

4.3 Modeling and methodology.....	116
4.3.1 System boundaries.....	116
4.3.2 Modeling	117
4.3.3 LCA Methodology	120
4.3.4 Study Indicators.....	122
4.4 Use of CSPs.....	123
4.5 Results & discussion	125
4.5.1 GWP minimization.....	126
4.5.2 Minimization of other indicators: EP, ADP, and COST	129
4.5.3 Study of the effects of battery mass and recharging speed.....	131
4.5.4 Data Uncertainties / Input Sensitivity.....	132
4.6 Conclusion.....	133
4.7 References	134
4.8 Appendices	137
 CHAPITRE 5. ARTICLE 3: Integration of a customer satisfaction indicator in the eco-design of a free-floating car-sharing service based on the QFDE Method	 139
5.1 Introduction	139
5.2 Background	141
5.2.1 Free-floating electric car-sharing.....	141
5.2.2 Environmental optimization of free-floating car-sharing services	141
5.2.3 Customer satisfaction with free-floating car-sharing services.....	142
5.3 Modeling and methodology.....	143
5.3.1 QFDE / Kano.....	143

5.3.2 System boundaries.....	146
5.3.3 Modeling	147
5.3.4 LCA methodology	149
5.3.5 Creation of the attractiveness indicator	152
5.4 Use of Constraint Satisfaction Problems (CSPs).....	154
5.4.1 CSP resolution for optimization	154
5.4.2 Integration of the attractiveness indicator as a constraint.....	155
5.5 Results & Discussion.....	155
5.5.1 Environmental indicators minimization	155
5.5.2 Influence of the attractiveness indicator on environmental indicators minimization.....	156
5.5.3 Influence of the customer importance on GWP minimization	159
5.6 Conclusion.....	161
5.7 References	162
CHAPITRE 6. Résultats et discussion générale.....	166
6.1 Synthèse des résultats.....	166
6.1.1 Résultats article 1	166
6.1.2 Résultats article 2	167
6.1.3 Résultats article 3	168
6.2 Choix d'écoconception d'un système produit-service d'autopartage free-floating électrique ..	168
6.3 Opérationnalisation de la méthode développée.....	179
6.3.1 Aide à la prise de décision pour l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating	179
6.3.2 Aide à la prise de décision pour l'écoconception d'un système produit-service orienté utilisation.....	183

6.4 Les limites de la méthode	186
6.5 Les aspects conséquentiels	191
6.5.1 Bénéfices environnementaux et effets rebonds liés à la mise en place d'un service d'autopartage	191
6.5.2 Intégration des aspects conséquentiels dans l'optimisation environnementale des services d'autopartage	193
CHAPITRE 7 Conclusions et perspectives	196
7.1 Conclusion.....	196
7.2 Perspectives	198
Références bibliographiques	200



Liste des figures

Figure 1 Représentation de la méthode générale et liens avec articles dédiés	24
Figure 2 Evolution des émissions de CO ₂ dans le monde entre 1970 et 2018	29
Figure 3 Evolution des émissions de CO ₂ par habitant dans le monde entre 1990 et 2018	30
Figure 4 Adaptation du dessin de Graeme MacKay, dessinateur pour le journal canadien The Hamilton Spectator.....	31
Figure 5 Répartition de la dépense des ménages source : Insee, comptes nationaux, base 2000.....	34
Figure 6 Classification des PSS de Tukker (2004).....	35
Figure 7 Origine des émissions de CO ₂ dues à la combustion d'énergie en 2018	38
Figure 8 Part des émissions de CO ₂ par type de transport (Source: Eurostat).....	39
Figure 9 Répartition des émissions de CO ₂ du transport routier (source : CITEPA)	40
Figure 10 Objectifs d'émissions de CO ₂ par kilomètre de plusieurs pays	42
Figure 11 Evolution des immatriculations des voitures particulières neuves par type de motorisation en France (source: SDES)	44
Figure 12 l'évolution des immatriculations des véhicules électriques entre 2010 et 2020 (source : Avere).....	46
Figure 13 Principe de fonctionnement d'une cellule lithium-ion (source: planete-energies)	49
Figure 14 Les différentes catégories de services d'autopartage.....	54
Figure 15 Les trois entités de l'éco-système d'entreprises d'un service d'autopartage free-floating	55
Figure 16 Schéma du cycle de vie d'un véhicule (source : Groupe PSA)	57
Figure 17 Etapes de l'analyse de cycle de vie.....	58

Figure 18 Six indicateurs environnementaux utilisés dans l'industrie automobile	59
Figure 19 Plan de Taguchi L8 (2 ⁷)	75
Figure 20 Matrice QFDE.....	78
Figure 21 Illustration du principe Kano	79
Figure 22 Exemple d'une paire de questions suivant le modèle Kano.....	80
Figure 23 Enquête Kano - Tableau d'évaluation	80
Figure 24 Schéma de la méthodologie générale.....	83
Figure 25 Schéma de la méthodologie générale (avec découpage par article).....	84
Figure 26 Representation of the complete system.....	92
Figure 27 Identification of the main system elements.....	94
Figure 28 Parameter effects (%) on environmental indicators	103
Figure 29 Design of experiments used	110
Figure 30 Representation of the complete system.....	116
Figure 31 Causal diagram of the system	125
Figure 32 Results BM1/BM2 GWP indicator	127
Figure 33 Results BM1/BM2 4 scenarios (GWP).....	129
Figure 34 Results BM1/BM2 (4 indicators).....	130
Figure 35 Iso recharging speed and iso mass plots	132
Figure 36 Comparison of the four service configurations.....	138
Figure 37 Graphical representation of the system.....	146
Figure 38 Influence of the attractiveness score on GWP minimization	158
Figure 39 Influence of the attractiveness score on ADP minimization.....	159

Figure 40 Influence of the attractiveness score on GWP minimization with different Customer Importance.....	160
Figure 41 Evolution de l'impact annuel en fonction de la durée de fonctionnement	172
Figure 42 Evolution du coût annuel selon le choix de la durée de fonctionnement	172
Figure 43 EV Mobile Charging (source: Groupe PSA)	175
Figure 44 Un système de voitures électriques emboitables (source : Metacar Mobility Systems)	176
Figure 45 Opérationnalisation de la démarche pour un cas d'étude	180
Figure 46 Démarche d'écoconception d'un PSS orienté utilisation	183
Figure 47 Etapes de la démarche d'écoconception des PSS orientés utilisation.....	184
Figure 48 Processus d'optimisation directe et indirecte du service d'autopartage free-floating	194

Liste des tableaux

Tableau 1 Valeurs de potentiels de réchauffement global des gaz à effet de serre (4 ème et 5 ème rapports du GIEC)	28
Tableau 2 Comparatif des technologies de batteries (source : Avem)	48
Tableau 3 Les difficultés à l'adaptation de l'ACV au cas des PSS	62
Tableau 4 Hypothèses de recherche par question de recherche et par article	81
Tableau 5 List of main parameters	86
Tableau 6 Free-floating car sharing characteristics	89
Tableau 7 Challenges when adapting LCA to PSSs (literature review)	91
Tableau 8 Modelling parameters	96
Tableau 9 Identification of factor levels	100
Tableau 10 Parameter effect values on environmental indicators	102
Tableau 11 Sensitivity analysis matrices of parameters	103
Tableau 12 Modelling parameters	119
Tableau 13 Results GWP / Scenario 0	127
Tableau 14 Results for the 4 scenarios (GWP)	128
Tableau 15 Results BM2 / 4 years (4 indicators)	131
Tableau 16 Results GWP / Scenario 0 (2nd part)	137
Tableau 17 Sensitivity analysis	138
Tableau 18 Kano evaluation table	144
Tableau 19 Customer importance for RC and OC profile	145

Tableau 20 QFD Matrix	145
Tableau 21 Vehicle parameters	148
Tableau 22 Infrastructure parameters	149
Tableau 23 Functional unit parameters	150
Tableau 24 Score maximization parameter and Score minimization parameter functions	152
Tableau 25 Optimal service configurations.....	155
Tableau 26 Influence of the attractiveness score on GWP minimization.....	157
Tableau 27 Eléments de l'unité fonctionnelle.....	169
Tableau 28 Influence de l'utilisation Chauffage/AC	170
Tableau 29 Influence du taux d'utilisation des véhicules	170
Tableau 30 Influence de la durée de fonctionnement sur l'écoconception du service.....	171
Tableau 31 Influence du seuil d'autonomie minimale avant rechargement.....	173
Tableau 32 Influence de la stratégie de rechargement	173
Tableau 33 Influence de la distance parcourue par les opérateurs du service	174
Tableau 34 Influence de la vitesse de rechargement	177
Tableau 35 Dimensionnement des paramètres du service pour minimiser le GWP.....	177
Tableau 36 Eléments de l'unité fonctionnelle.....	181
Tableau 37 Comparaison des impacts d'un service écoconçu et ceux d'un service non écoconçu.....	198

Liste des abréviations

ACEA	Association des constructeurs européens d'automobiles
ACV	Analyse du cycle de vie
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
ADP	Abiotic depletion potential
AIE	Agence Internationale de l'Energie
B2B	Business-to-Business
B2C	Business-to-Consumer
C2C	Consumer-to-Consumer
CSP	Constraint Satisfaction Problem
DOE	Design of experiments
EP	Eutrophication Potential
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat
GWP	Global warming potential
INSEE	Institut national de la statistique et des études économiques
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
JCP	Journal of Cleaner Production
JIE	Journal of Industrial Ecology
LCA	Life cycle assessment
LCC	Life cycle costing
NEDC	New European Driving Cycle
POCP	Photochemical ozone creation potential
PRG	Potentiel de réchauffement global
PSS	Product-Service System
QFD	Quality Function Deployment

QFDE	Quality Function Deployment for Environment
SNBC	Stratégie nationale bas-carbone
SPS	Système Produit-Service
VHU	Véhicule hors d'usage
V2G	Vehicle-to-Grid
WLTP	Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedures

Remerciements

Introduction générale

Contexte

Avec l'augmentation de la population mondiale et du revenu moyen par habitant, la demande en énergie primaire connaît une hausse significative depuis de nombreuses années. L'offre d'énergie est dominée par les fossiles (pétrole, charbon, gaz) qui sont la cause principale des atteintes à l'environnement (réchauffement global, pollutions de l'air et de l'eau). Les dégradations environnementales et leurs conséquences sur la santé des populations, ainsi que l'épuisement des ressources fossiles, poussent les Etats à engager des politiques publiques en faveur d'une transition énergétique qui soit plus respectueuse de l'environnement.

Principal consommateur de pétrole, le secteur du transport est particulièrement concerné, notamment celui du transport routier. Des réglementations pour limiter les émissions de dioxyde de carbone et de polluants issues de la combustion du carburant, avec une diminution progressive dans le temps des seuils d'émission, ont été établies de manière à inciter les constructeurs d'automobiles à développer des véhicules moins polluants à l'usage.

Ces réglementations ont entraîné une véritable transition énergétique et technologie dans l'industrie automobile mais cela a favorisé l'émergence de nouvelles offres de mobilité. Premièrement, les constructeurs automobiles ont travaillé simultanément sur des technologies permettant de réduire la consommation et les émissions des véhicules thermiques mais aussi sur l'électrification des chaînes de traction soit de manière partielle (on parle alors de véhicules hybrides électrique), soit de manière totale (on parle alors de véhicules tout électrique), via le stockage de l'électricité dans une batterie qui peut ou non être rechargée sur le réseau.

Deuxièmement, de nouveaux systèmes de mobilité apparaissent et se mettent en concurrence à la fois avec le système classique de vente en masse des véhicules et avec l'usage des transports en commun. Ces nouveaux usages de l'automobile prennent principalement la forme du covoiturage et de l'autopartage. Parmi les types de service d'autopartage on retrouve l'autopartage free-floating qui est très répandue dans les zones urbaines. Ces services peuvent présenter des bénéfices environnementaux. En effet la mise en place de ces services pourrait entraîner un report modal de l'utilisation de voitures privées vers l'utilisation du service ce qui permettrait une réduction des impacts environnementaux. De nombreuses études traitent de ces aspects consécutifs en tentant de quantifier ce report modal ; cependant l'optimisation environnementale de ces services basée sur une analyse de cycle de vie attributionnelle a été peu abordée dans la littérature.

Positionnement de la recherche

Cette recherche a été réalisée chez le groupe automobile Stellantis au travers d'une collaboration entre Stellantis et le Laboratoire COSMER (COncEption de Systèmes Mécaniques et Robotiques), rattaché à l'Ecole Doctorale « Mer et Science (ED 548) » de l'université de Toulon. Le travail a été effectué avec l'équipe écoconception, au sein du service « Projet Environnement » du groupe industriel.

Cette thèse se consacre donc à l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating à partir d'une optimisation environnementale basée sur une utilisation de l'analyse de cycle de vie attributionnelle. Aujourd'hui, la méthodologie de l'analyse de cycle telle qu'elle est utilisée dans l'industrie automobile dans le cas de véhicule unitaire n'est pas directement applicable au cas d'un service d'autopartage free-floating. Il est donc nécessaire d'adapter cette méthodologie et la coupler avec un outil d'optimisation afin de pouvoir optimiser le service d'un point de vue environnemental. Ce type d'optimisation présente un double intérêt. Cela pourrait dans un premier temps entraîner une minimisation des impacts directs du service qui serait complémentaire avec la réduction des impacts liés aux conséquences de la mise en place du service (aspects consécutifs). Dans un second temps, cela pourrait être un argument de vente pour les fournisseurs de service dans un contexte de concurrence, pour répondre à un appel d'offres d'une ville pour la mise en place d'un tel service par exemple mais aussi auprès des potentiels clients du service qui sont de plus en plus sensibles à l'empreinte environnementale des produits ou services qu'ils achètent.

L'objectif de cette thèse est de pouvoir aider l'écosystème d'entreprise d'un service d'autopartage free-floating à la prise de décision pour l'écoconception du service. Dans cet écosystème on retrouve à la fois les concepteurs des véhicules, les business developer du service ainsi que l'exploitant du service.

Il découle de cette problématique trois questions de recherche :

- *Question de recherche 1* : Comment établir une modélisation d'un système produit-service d'autopartage free-floating dans un objectif d'analyse et d'optimisation environnementale du service?
- *Question de recherche 2* : Quels sont les leviers d'écoconception d'un service d'autopartage free-floating ?
- *Question de recherche 3* : En quoi la prise en compte de l'attractivité commerciale et des coûts d'exploitation modifie l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating?

La méthodologie globale

La méthodologie déployée afin de répondre à ces questions de recherche s'articule sous la forme d'un processus en trois phases comme le montre le schéma de la Figure 1. Les formes circulaires correspondent aux éléments des questions de recherche et les formes rectangulaires aux hypothèses qui sont posées pour répondre à ces questions. La modélisation finale du système a été établie en trois phases : une première phase de modélisation correspondant à la modélisation du système à l'échelle macro, une deuxième phase de modélisation permettant d'aboutir à une modélisation plus détaillée du système grâce notamment à l'intégration des infrastructures du PSS et enfin une troisième phase dans laquelle sont intégrées les notions de coûts d'exploitation et d'attractivité. A chaque niveau de modélisation, il y a également un processus d'identification des leviers d'écoconception. Cette démarche générale a été appliquée au cas d'un PSS d'autopartage free-floating mais pourrait se généraliser pour d'autres types de PSS orientés utilisation. Les trois questions de recherche sont traitées dans trois articles présents dans cette thèse comme le montre le schéma de la Figure 1. Chaque article correspond à un chapitre de ce mémoire de thèse.

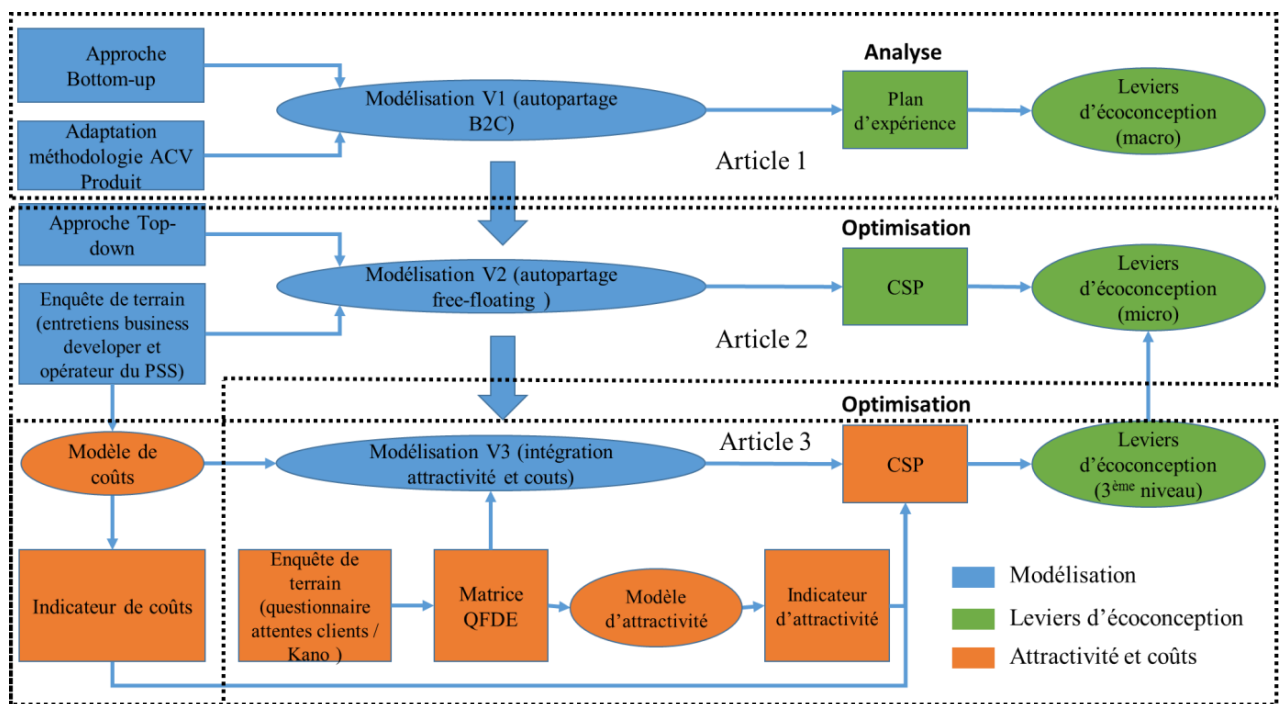


Figure 1 Représentation de la méthode générale et liens avec articles dédiés

Structure du mémoire

Le mémoire est structuré autour de trois articles soumis à des revues internationales à comité de lecture. Chacun des articles traitent de l'analyse ou l'optimisation environnementale de services d'autopartage free-floating dans un but d'écoconception.

Le chapitre 1 présente tout d'abord le contexte général avec notamment les problématiques liées au réchauffement climatique et au développement de l'économie de partage et des systèmes produits-services. Puis le contexte industriel est décrit en expliquant la transition énergétique et technologique que subit l'industrie automobile ainsi que le développement des services de mobilité. Enfin le contexte de recherche est présenté. On y retrouve notamment une présentation l'analyse de cycle appliquée dans l'industrie automobile ainsi que sa possible adaptation au cas des systèmes produit-service et plus particulièrement au cas des services d'autopartage. Dans ce contexte sont également souligné les limites actuelles d'écoconception des services d'autopartage. Enfin, la problématique générale et les questions de recherche sont détaillées.

Dans le chapitre 2, la méthodologie générale est décrite. Dans un premier temps, nous tentons de justifier l'ensemble des hypothèses posées dans la démarche permettant de répondre aux questions de recherche. Ensuite le schéma global décrivant la démarche déployée est expliqué. Les liens entre les hypothèses et les questions de recherche sont présentés et nous expliquons comment elles sont traitées dans les trois articles.

Le chapitre 3 correspond au premier article publié dans la revue scientifique *Journal of Cleaner Production (JCP)*. Cet article est nommé *Prioritisation of modelling parameters of a free-floating car sharing system according to their sensitivity to the environmental impacts* qui se traduit par Hiérarchisation des paramètres de modélisation d'un système d'autopartage free-floating en fonction de leur sensibilité sur les impacts environnementaux. Dans cet article, uniquement une analyse environnementale du service est réalisée. Il n'y a pas d'optimisation.

Le chapitre 4 correspond au second article soumis dans la revue scientifique *Journal of Industrial Ecology (JIE)*. Cet article est nommé *Impact of the business model on the eco-design of a free-floating electric car-sharing service* qui se traduit par Impact du business model sur l'écoconception d'un service d'autopartage électrique free-floating. Dans cet article, une optimisation environnementale du service est réalisée avec une prise en compte des coûts d'exploitation du service.

Le chapitre 5 correspond au troisième et dernier article soumis dans la revue scientifique *Journal of Cleaner Production (JCP)*. Cet article est nommé *Integration of a Customer Satisfaction indicator in*

the environmental optimization of a free-floating car-sharing service based on the QFDE method qui se traduit par l'intégration d'un indicateur de satisfaction client dans l'optimisation environnementale d'un service d'autopartage free-floating basée sur la méthode QFDE. Dans cet article, l'attractivité du service au sens de la satisfaction client est introduit dans l'optimisation environnementale du service.

Le chapitre 6 propose une discussion autour des questions de recherche et est structurée par la présentation des résultats des trois articles, l'opérationnalisation de la démarche et les limites de la méthodologie. Les aspects conséquents liés à la mise en place d'un service d'autopartage seront également abordés dans ce chapitre.

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

CHAPITRE 1. Contexte et questions de recherches

Ce premier chapitre permet d'introduire le contexte de la thèse. La première section se concentre sur le contexte général avec notamment une partie sur le réchauffement climatique et ses conséquences et une autre partie sur l'économie de partage et le développement des systèmes produit-service. La deuxième section est dédiée au contexte industriel dans laquelle sont détaillés la transition énergétique et technologique que connaît l'industrie automobile depuis des années ainsi le développement des services de mobilité favorisé par la transformation digitale. Dans cette section, l'autopartage free-floating sera présenté. Enfin la troisième section est consacrée au contexte de recherche dans lequel sont décrits l'analyse de cycle de vie avec son application dans l'industrie automobile et son adaptation au cas des systèmes produit-service et notamment au cas des services d'autopartage. La question de l'écoconception de ces services et les limites des méthodes actuelles seront abordées. Ce chapitre se terminera par la présentation de la problématique générale et des questions de recherche qui en découlent.

1.1 Contexte général

La première section de ce chapitre présente le contexte général. Dans un premier temps les causes et les conséquences du réchauffement climatique sont présentées. Ensuite le concept d'économie collaborative, sa croissance ainsi que son potentiel de réduction des impacts environnementaux sont présentés. Enfin la dernière section est consacrée à la présentation du concept des systèmes produit-service et à la classification de ces services.

1.1.1 Le réchauffement climatique

Le réchauffement climatique est une expression qui fait référence à l'effet sur le climat des activités humaines, en particulier la combustion de combustibles fossiles (charbon, pétrole et gaz) et la déforestation à grande échelle, qui provoquent des émissions dans l'atmosphère de grandes quantités de gaz à effet de serre (GES), dont le plus important (en quantité) est le dioxyde de carbone. Les cinq autres principaux GES sont répertoriés dans le **Tableau 1** (CH_4 , N_2O , HFC, PFC, et SF_6) et un facteur de caractérisation est associé à chacun d'entre eux pour calculer le potentiel de réchauffement global (PRG ou Global Warming Potential – GWP).

Tableau 1 Valeurs de potentiels de réchauffement global des gaz à effet de serre (4 ème et 5 ème rapports du GIEC)

Nom du gaz	PRG à 100ans (CO ₂ eq.)	
	4ème rapport du GIEC	5ème rapport du GIEC
CO ₂	1 (référence)	1
CH _{4f}	25	30
CH _{4b}	25	28
N ₂ O	298	265
SF ₆	22800	26100

Ces gaz absorbent le rayonnement infrarouge émis par la surface de la Terre et agissent comme des couvertures sur la surface en la maintenant plus chaude qu'elle ne le serait autrement. En dépassant la capacité d'absorption des océans et de la biosphère, ces émissions sont à l'origine de l'augmentation de l'effet de serre. Les changements de climat sont associés à ce réchauffement (Houghton, 2005). Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) est formé par l'ONU en 1988 dans le but de synthétiser l'ensemble des études scientifiques sur le climat. Dans son quatrième rapport datant de 2007 (Bernstein et al., 2008), le GIEC affirme que le réchauffement climatique depuis 1950 est « très probablement » dû à l'augmentation des gaz à effet de serre d'origine anthropique (liés aux activités humaines). Selon le GIEC, la température de surface du globe pourrait croître de 1,1 à 6,4 °C supplémentaires au cours du XXI^e siècle. Ils expliquent notamment qu'une augmentation de la température globale de 2°C pourrait entraîner l'élévation du niveau de la mer qui submergerait l'habitat de 280 millions de personnes. En effet, les conséquences de ce réchauffement climatique sont nombreuses : augmentation de la température globale, évolution de la répartition des précipitations entraînant une évolution de la fréquence et de l'amplitude des inondations, fonte de la banquise, dégel du pergélisol, recul des glaciers de montagnes, effets géophysiques et sismiques, effets sur les pratiques agricoles, effets sur la faune, la flore et la biodiversité, cyclones tropicaux ou bien encore un réchauffement et une acidification des océans.

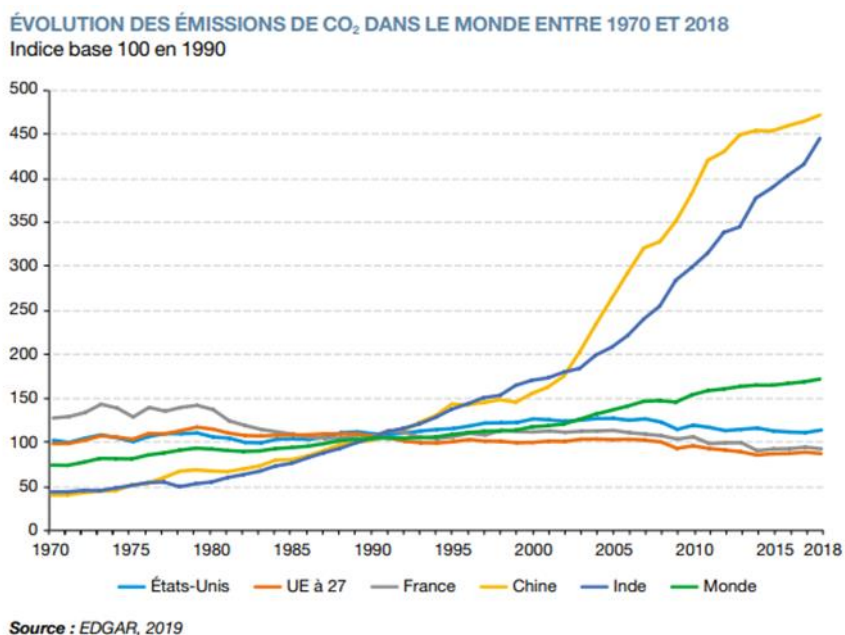


Figure 2 Evolution des émissions de CO₂ dans le monde entre 1970 et 2018

En 2018, la Chine était le premier pays émetteur mondial de CO₂ (29,7 %), devant les États-Unis (13,9 %), l'Union européenne (8,1 %) et l'Inde (6,9 %). Entre 1990 et 2018, les émissions ont progressé de 67,4 % (soit de 15,2 Gt CO₂). Sur la **Figure 2** se trouve l'évolution des émissions de CO₂ dans le monde entre 1970 et 2018. Sur cette période, les plus gros contributeurs à cette hausse sont la Chine (+ 370 %, soit 8,9 Gt CO₂), l'Inde (+ 340 %, soit 2,0 Gt CO₂) et la zone Moyen-Orient et Afrique du Nord (+ 210 %, soit 2,2 Gt CO₂). Sur la même période, les émissions des États-Unis ont légèrement augmenté (+ 2,9 %), alors que celles de l'Union européenne ont baissé (- 19,3 %), de même que celles de la France (- 14,8 %). Sur la **Figure 3** se trouve l'évolution des émissions de CO₂ par habitant dans le monde entre 1990 et 2018.

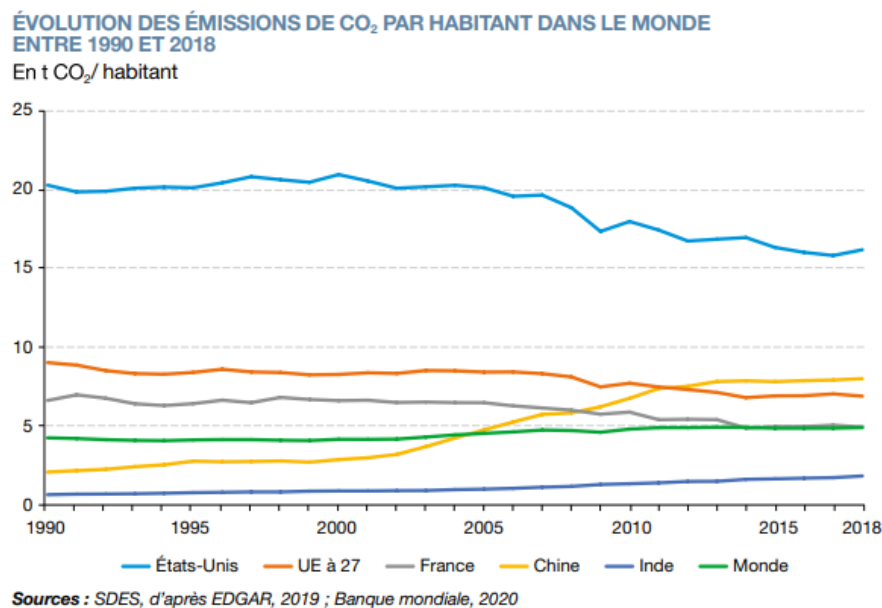


Figure 3 Evolution des émissions de CO₂ par habitant dans le monde entre 1990 et 2018

A l'issue de la COP21 qui s'est déroulée au Bourget, l'Accord de Paris a été adopté et a pour objectif de limiter le réchauffement climatique à + 2°C d'ici la fin du siècle. Cet accord impose donc une limite de la hausse de la température globale à moins de 2°C d'ici 2100 mais encouragent les États à poursuivre les efforts afin de ne pas dépasser les +1,5 °C. Afin d'atteindre cet objectif, l'accord demande à ce que l'équilibre entre les émissions anthropiques et les capacités d'absorption naturelles de la planète soit atteint. Afin de maintenir un réchauffement global sous 1,5 °C, le GIEC explique qu'une réduction des émissions de gaz à effet de serre de 70 à 80 % d'ici la deuxième moitié du siècle est nécessaire pour arriver à zéro émission en 2100. A l'échelle de la France, le cabinet Carbone 4 a présenté une étude simulant les conséquences d'un réchauffement de deux degrés d'ici 2050 (*Carbone 4*). Ce réchauffement pourrait être à l'origine de multiples conséquences dont des ruptures d'approvisionnement, des interruptions de transports, des impacts sanitaires, une baisse de productivité ou bien encore une raréfaction des ressources en eau et en énergie (*IPCC*).

Aujourd'hui, la crise sanitaire actuelle pourrait donner un aperçu des crises liées au réchauffement climatiques qui nous attendent. En effet, il existe, dans une certaine mesure, des parallèles entre la pandémie actuelle de COVID-19 et certaines des autres crises contemporaines auxquelles notre monde est confronté (Oldekop et al., 2020). Notamment au niveau sanitaire, si la pandémie de Covid-19 a provoqué plus d'un million de morts dans le monde et mis à terre nos systèmes de santé, cette crise n'est qu'un aperçu de celles qui nous attendent avec la crise climatique selon un rapport réalisé en collaboration par 35 institutions, dont l'OMS (Organisation mondiale de la santé)(Watts et al., 2019). Le 11 mars 2020, en pleine épidémie du Covid-19, Graeme MacKay, dessinateur pour le journal canadien

The Hamilton Spectator, a publié un dessin (**Figure 4**) très partagé ensuite sur les réseaux sociaux qui illustre bien l'importance de la menace du changement climatique.

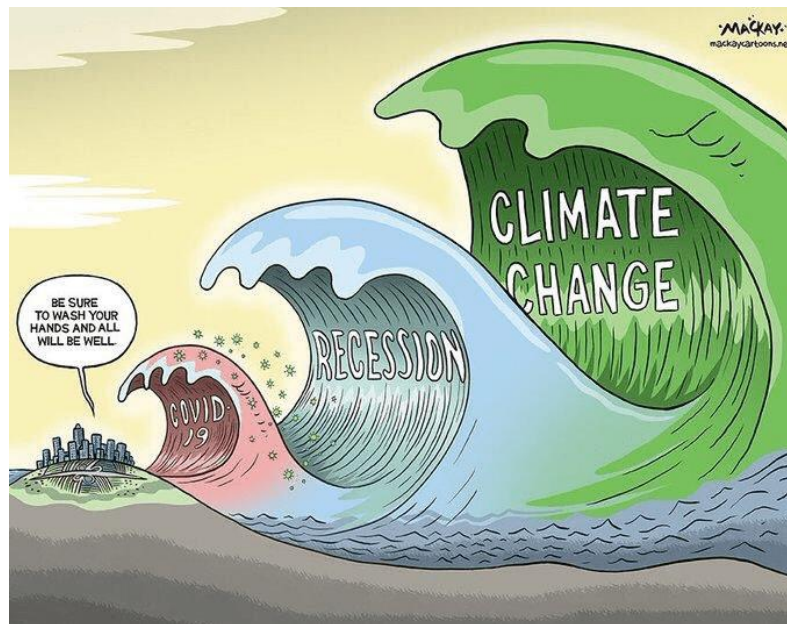


Figure 4 Adaptation du dessin de Graeme MacKay, dessinateur pour le journal canadien **The Hamilton Spectator**

Le transport est l'activité qui contribue le plus aux émissions de gaz à effet de serre (GES) de la France. En 2017, il représente 30 % des émissions françaises de GES. Depuis 1990, les GES des transports ont augmenté de 13 % (Secten, 2019). Depuis 2010 ces émissions sont stables grâce à l'amélioration de la performance environnementale des véhicules. Cependant cela ne compense pas l'augmentation de la circulation. Le CO₂ rejeté par la combustion de carburants est la source principale des émissions de GES du transport (Secten, 2019). Il est donc nécessaire de repenser nos modes de transports et de mobilité, en limitant l'impact de ce secteur sur le climat. Aurélien Bigo présente dans sa thèse les cinq leviers de décarbonation de la stratégie nationale bas-carbone en France (SNBC) (Bigo, s. d.). Ces leviers sont la demande de transports, le report modal, le taux de remplissage, l'efficacité énergétique et l'intensité carbone de l'énergie. Sachant que le fait de réinventer les véhicules et les modes de conversion des énergies n'est pas suffisant pour compenser l'augmentation de la demande de transports, il est nécessaire de compenser cette demande en jouant sur les autres leviers. Cela peut passer par le développement de nouveaux modèles économiques de la mobilité bas-carbone. Concernant la crise du Covid 19, la nécessité d'établir des gestes barrières peut remettre aussi en question sur du court terme une partie des transports où il existe une promiscuité entre les usagers. En moyenne, 25 % des utilisateurs des transports des métropoles ne sont pas revenus entre les deux confinements d'après une enquête de terrain menée par le groupe Keolis (Keolis : acteur majeur du transport de voyageurs, s. d.). Même si la confiance des

usagers pourrait être regagnée grâce au développement d'un vaccin, il est important de prendre en compte cette conséquence de la crise sanitaire.

1.1.2 Economie de partage

L'économie du partage ou bien l'économie collaborative fait référence aux nouveaux modes de consommation permettant de partager entre consommateurs l'usage ou la consommation de produits, équipements ou services. Internet qui a connu de nombreuses étapes d'évolution depuis la création du World Wide Web en 1992, a, dès le départ, suscité le désir de partager (Puschmann & Alt, 2016). Cependant, cette économie a pu prendre de l'ampleur seulement avec l'arrivée des smartphones et des puissantes connexions de données mobiles. Plusieurs facteurs mis en évidence par le Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie (CREDOC) peuvent expliquer le développement de ce modèle : l'essor du numérique, les perspectives de croissance faible, les préoccupations environnementales, la méfiance envers les institutions, le renouveau du rapport à la propriété et le désir de placer l'individu au cœur de la société (*CRÉDOC - centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie*, s. d.).

Il existe cinq types de plateformes collaboratives (Conseil d'état, s. d.):

- Les plateformes de création de biens communs
- Les plateformes de partage de frais
- Les plateformes d'économie contributive
- Les plateformes de courtage
- Les plateformes-activité

Il existe aujourd'hui un nombre incalculable d'entreprises qui offrent à leurs utilisateurs l'échange, la location ou l'utilisation temporaire de biens, services et informations. L'économie de partage est présente dans plusieurs secteurs : le logement, le transport, l'accès aux médias ou bien encore les marchandises avec par exemple la vente ou l'échange de vêtements entre usagers. Le chiffre d'affaires de l'économie collaborative à l'échelle mondiale s'estimait à plus de « 15 milliards de dollars en 2013 à 235 milliards à l'horizon 2025 » (*Grand Angle*, s. d.). Pour les utilisateurs ces nouveaux services présentent de nombreux avantages : accessibilité des produits facilité par les applications smartphone ou site web, accessibilité des prix ou bien encore des opportunités financières (sources de revenus supplémentaires). Malgré ces avantages, cette économie de partage est souvent critiquée et à la source de nombreux débats (Schor, 2016). Tout d'abord, l'économie de partage installe une concurrence déloyale aux entreprises traditionnelles. On peut le constater dans le cas des transports avec la

concurrence d'Uber envers les taxis mais aussi dans le secteur du logement avec la concurrence d'Airbnb envers l'hôtellerie traditionnelle. De plus, l'absence de réglementation de l'économie collaborative entraîne des problèmes concernant le droit du travail. Par exemple, les conducteurs de services de transport ne sont pas employés à titre permanent mais gagnent leur vie en tant que travailleurs indépendants. Ils ne sont donc soumis à aucune réglementation en matière de salaire minimum ou de protection contre le licenciement. Enfin il y a aussi un problème en terme de confidentialité avec la collecte de données des utilisateurs. Certes cette collecte de données peut être utile et rentable pour les entreprises mais les utilisateurs doivent être conscients qu'une grande quantité d'informations les concernant sont stockées.

Malgré ces inconvénients, l'accélération de cette économie présentent des enjeux et des opportunités importantes pour la transition écologique. L'un des objectifs de cette économie est de devenir durable et de permettre de s'adapter aux conséquences causés par le réchauffement climatique. Entre 1959 et 2016, la consommation des Français a augmenté chaque année sauf en 1993 d'après une étude de l'INSEE (*Insee - Institut national de la statistique et des études économiques*, s. d.). Aujourd'hui, la consommation par personne est maintenant quatre fois plus élevée qu'en 1960. La progression globale recouvre de profonds changements dans la répartition du budget des ménages entre les différents postes de dépenses comme on peut le voir sur la **Figure 5**. Les statistiques de l'Insee montrent que les parts affectées à l'alimentation et à l'habillement se sont réduites, et que celles du logement, des transports, de la santé, de la communication et des loisirs ont augmenté. Une évolution forte, qui vient confirmer une tendance de plus en plus décriée : la surconsommation responsable de la surexploitation des ressources naturelles et venant contribuer au réchauffement climatique. Face à ce constat, l'économie de partage peut être une solution pour limiter cette surconsommation. En effet l'économie de partage se base comme son nom l'indique sur le partage de produits ou de services ce qui permet de diminuer la possession et l'usage de produits privés. Cela permet donc de diminuer dans un premier temps les impacts liés à la fabrication de produits mais aussi à l'utilisation des produits. Cela peut aider une diminution des émissions à effet de serre et par conséquent la lutte contre le réchauffement global. Ce modèle économique occupe notamment une place prépondérante dans le secteur des transports qui est le deuxième contributeur de gaz à effet de serre. Le développement de l'économie de partage a eu l'avantage pour les entreprises de développer de nouveaux modèles d'affaires. Parmi eux, on peut retrouver les systèmes produit-service.

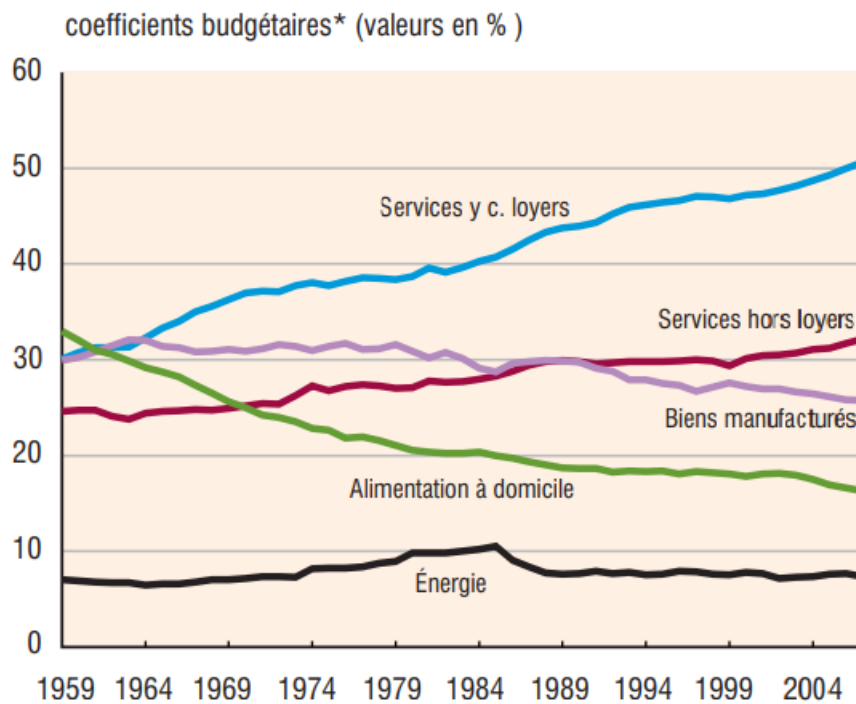


Figure 5 Répartition de la dépense des ménages source : Insee, comptes nationaux, base 2000.

1.1.3 Le développement des systèmes produit-service

L'accélération de cette économie de partage a favorisé le développement de ce qu'on appelle les systèmes produits-services. Le terme Système Produits-Services (Product-Service System en anglais) a été défini par Goedkoop (1999) comme « Un système de produits, de services, de réseaux « d'acteurs » et d'infrastructures qui s'efforce en permanence d'être compétitif, de satisfaire les besoins des clients et d'avoir un impact environnemental moindre que les modèles commerciaux traditionnels ». Nous pouvons trouver des dizaines d'autres définitions de PSS dans la littérature. Mont (2002) explique qu'un PSS doit être défini comme un système de produits, de services et de réseaux et d'infrastructures de soutien conçu pour être compétitif, satisfaire les besoins des clients et avoir un impact environnemental moindre que les modèles commerciaux traditionnels. Contrairement aux business model traditionnels basés principalement sur la vente de produits pour appartenir aux clients, un PSS se concentre sur l'offre d'une « fonction » au client, et plus spécifiquement sur l'offre de la combinaison de produits et de services qui peuvent, ensemble, pour répondre aux besoins des clients (Goedkoop, 1999).

Il existe en particulier trois types de PSS qui regroupent toutes les offres de PSS (Tukker, 2004):

- 1) **Services orientés produit:** il s'agit des PSS pour lesquels la propriété du produit tangible est transférée au consommateur, mais des services supplémentaires sont fournis.

- 2) **Services orientés utilisation:** Il s'agit des PSS pour lesquels la propriété du produit tangible est conservée par le prestataire de services, qui vend les fonctions du produit, via des systèmes de distribution et de paiement modifiés, tels que le partage, la mutualisation et la location.
- 3) **Services axés sur les résultats:** les produits sont remplacés par des services. Il n'y a donc pas de produit prédéterminé impliqué par rapport aux deux premiers types de PSS. En particulier, nous avons la gestion des activités, la rémunération par unité de service et le résultat fonctionnel.

On retrouve sur la **Figure 6**, la classification des huit types de PSS de Tukker (2004).

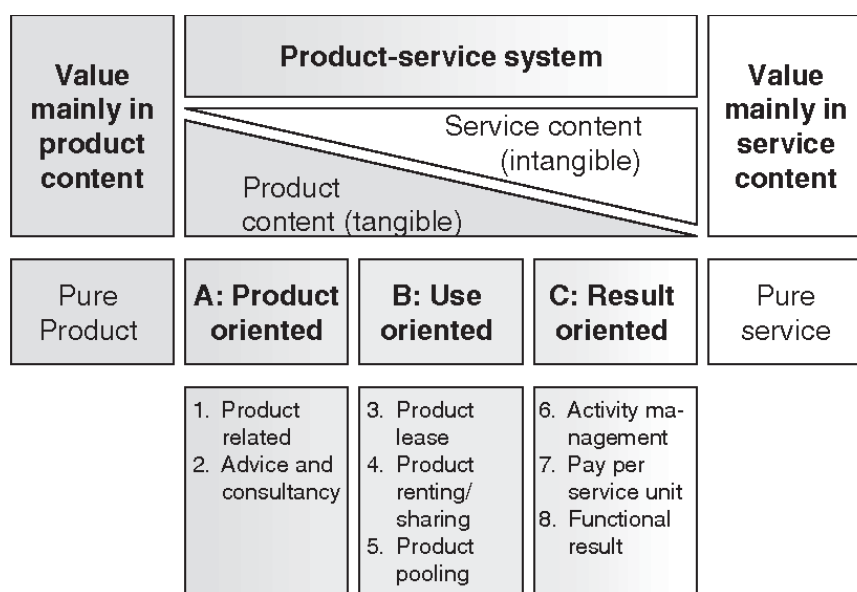


Figure 6 Classification des PSS de Tukker (2004)

Dans cette thèse, la démarche proposée se concentre sur les PSS orientés utilisation. En effet le cas d'application qui est le service d'autopartage free-floating fait partie de cette catégorie de PSS comme la propriété des véhicules est conservée par le prestataire du service. Plus particulièrement, l'autopartage fait partie du quatrième type de PSS de la classification comme les véhicules sont partagés par les utilisateurs.

Par définition, l'un des objectifs de la mise en œuvre du PSS est de réduire les impacts environnementaux par rapport aux solutions de vente de produits traditionnelles. Nous parlons de PSS durable (R. Roy, 2000). Il est donc nécessaire d'appliquer des stratégies visant à minimiser les impacts environnementaux sur tout le cycle de vie des produits au sein du PSS. O. Mont (2002) met également en évidence les bénéfices environnementaux du PSS en expliquant que la responsabilité du fournisseur du PSS concernant ses produits et services augmente grâce à la maintenance, la mise à niveau et la récupération des produits en fin de vie. Cela maximise la durée de vie du produit et réduit l'impact tout au long de cycle de vie du produit. Corti et al. (2016) confirment également que les meilleurs résultats de durabilité environnementale sont obtenus lorsque le fournisseur de PSS conserve la responsabilité des produits

physiques pendant la phase d'utilisation, car cela permet un meilleur entretien menant à une durée de vie plus longue du produit. D'autre part, le PSS peut également conduire à la réduction des déchets et à l'optimisation du traitement de fin de vie grâce à des systèmes de valorisation (Baines et al., 2007). L'évolutivité des produits peut également permettre de prolonger la durée de vie des produits au sein du PSS et de conduire à une réduction des impacts (Pialot et al., 2015). L'extension du cycle de vie des produits au sein d'un PSS met en évidence l'aspect de la durabilité tout en préservant l'utilisabilité (Amaya et al., 2014a). En effet, l'un des leviers de l'écoconception est d'allonger cette durée de vie du produit au sein d'un PSS tout en préservant la satisfaction client et la rentabilité économique. En effet le couplage d'une analyse environnementale avec une analyse socio-économique du PSS permet d'assurer la pérennité d'un PSS (Corti et al., 2016; Doualle et al., 2015). Il est intéressant, d'un point de vue environnemental, de prolonger la durée de conservation des produits au sein du PSS tant que cela n'affecte pas la fonction rendue par le PSS. Il existe un seuil de dégradation de la fonction PSS pour lequel les impacts environnementaux sont minimales grâce à la longévité des produits et pour lequel la satisfaction des clients est maintenue (Salazar et al., 2015). Pour optimiser les performances environnementales d'un PSS il est indispensable de travailler sur ce seuil de dégradation. Cela souligne une fois de plus l'importance de la maintenance et de l'optimisation de la durée de vie des produits au sein du PSS à des fins d'écoconception.

L'introduction de ces types de service a donc un intérêt majeur pour la transition écologique. En effet, la mise en place de ces PSS peut permettre le report modal de l'usage de produits individuels vers l'usage de ces nouveaux systèmes ce qui pourrait entraîner une diminution des impacts liés à la fabrication des produits. Outre le report modal, il serait pertinent de minimiser les performances de ces types de service intrinsèquement. Dans un premier temps cela permettrait une réduction des impacts environnementaux complémentaire à la réduction liée au report modal. Ensuite dans un contexte de concurrence entre plusieurs PSS du même type, cela pourrait être un argument de ventes. Pour cela, il est nécessaire de développer des méthodes et des outils permettant d'analyser leurs performances environnementales et de les optimiser.

Dans cette première partie les problématiques liées à la dégradation de l'environnement et plus particulièrement au réchauffement climatique ont été présentées. Cela montre la nécessité de s'adapter et de développer des solutions qui permettent de réduire les émissions de GES. Les systèmes produit-service font partie de ces solutions.

1.2 Contexte industriel

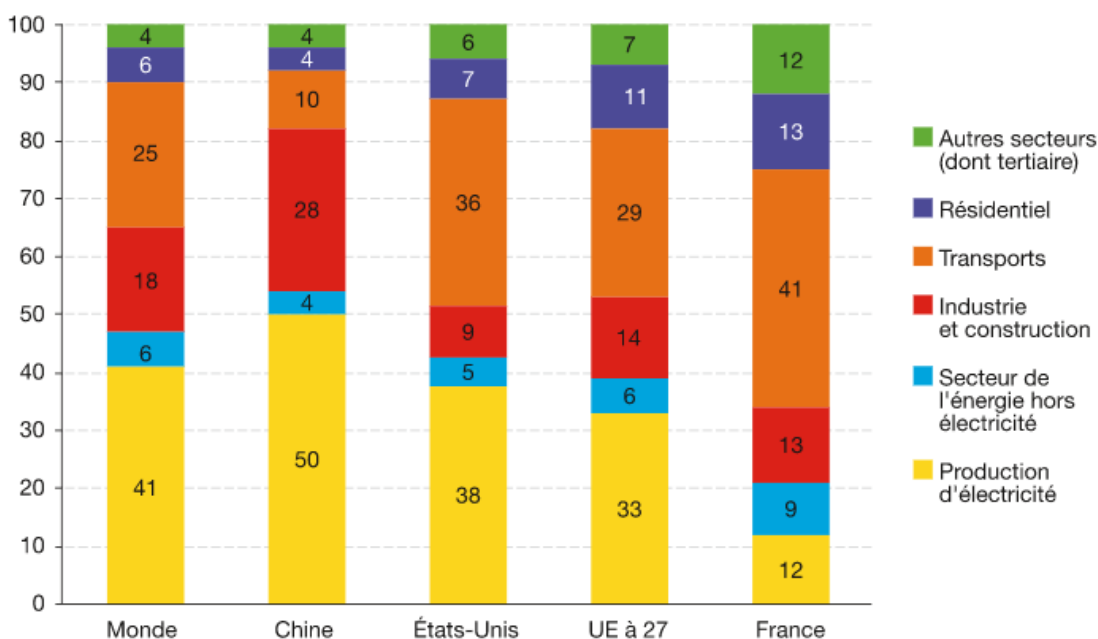
Dans cette section, le contexte industriel est présenté. La transition énergétique et technologique que connaît l'industrie automobile depuis des années, engendrée par le contexte général est décrite ici. Les différents services de mobilité qui se sont développés grâce notamment à la transformation digitale seront présentés dont plus particulièrement l'autopartage free-floating.

1.2.1 Transition énergétique dans l'industrie automobile

En 2018, la production d'électricité reste le premier secteur émetteur de CO₂ dans le monde, avec 41 % du total des émissions dues à la combustion d'énergie. Elle est suivie par les transports (25 %) et l'industrie (18 %, y compris la construction). En Chine, l'industrie et le secteur de l'énergie (électricité et hors électricité) représentent à eux deux 83 % des émissions de CO₂ dues à la combustion d'énergie, contre 65 % en moyenne mondiale. Les transports ont une place plus importante aux États-Unis (36 %) et dans l'Union européenne (29 %), tout comme les secteurs résidentiel et tertiaire comme on peut le voir sur la **Figure 7** (IEA – *International Energy Agency*, s. d.).

ORIGINE DES ÉMISSIONS DE CO₂ DUES À LA COMBUSTION D'ÉNERGIE EN 2018

En %



Source : AIE, 2020

Figure 7 Origine des émissions de CO₂ dues à la combustion d'énergie en 2018

Afin de lutter contre le réchauffement climatique, il est nécessaire de réduire les émissions de gaz à effet de serre dans le secteur du transport qui représente une majeure partie de ces émissions. Dans les transports on regroupe à la fois les déplacements (biens, personnes) effectués au sein des branches d'activités économiques spécifiques (entreprises de services de transport pour le compte d'autrui), des activités supports de certaines entreprises (transport pour compte propre), des services publics, et enfin ceux effectués par les véhicules appartenant aux ménages.

Les émissions de GES du secteur des transports correspondent ainsi aux émissions engendrées par les activités liées aux transports de voyageurs et au fret. Les différents types de véhicules ou mode transport inventoriés pour le calcul des émissions sont : les voitures particulières, les deux roues motorisés, les véhicules utilitaires légers (VUL), les poids lourds, les bus et les cars, les métros et RER, les tramways, les trains, les navires fluviaux et maritimes et les avions.

Par convention internationale, les transports internationaux aériens, maritimes et fluviaux ne sont pris en compte dans le total national. Pour le transport routier, les émissions proviennent des véhicules français mais également des poids lourds étrangers réalisant du transit international.

Par convention également, la fabrication des véhicules ou à celles des carburants ne sont pas aussi prises en compte dans le calcul des émissions. Les émissions de GES liées à la production d'électricité ne sont

pas comptabilisées dans le secteur des transports, mais dans celui de l'énergie et de la transformation de l'énergie.

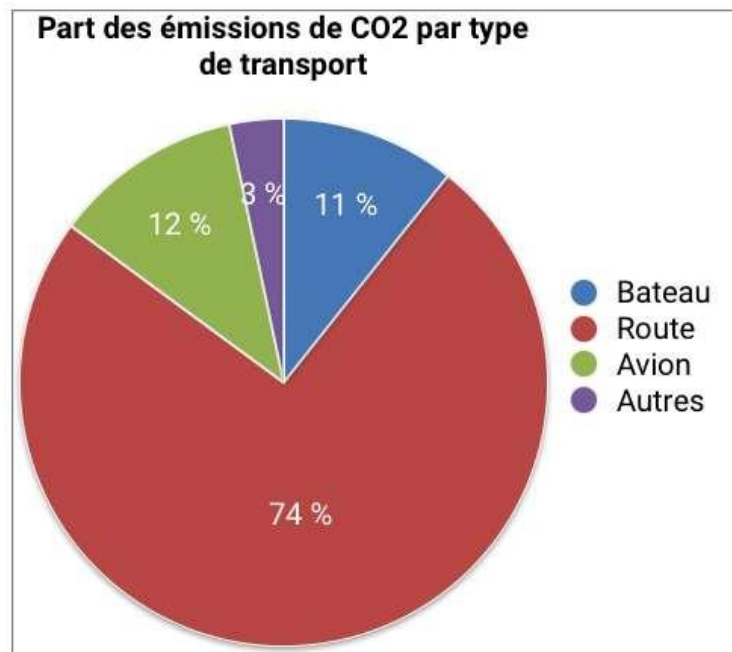


Figure 8 Part des émissions de CO₂ par type de transport (Source: Eurostat)

Parmi ces émissions, 74% proviennent du transport routier comme on peut le voir sur la **Figure 8**. En effet, les trois quarts des émissions liées au transport sont dues aux camions, bus et voitures. La route a ainsi généré 5,85 gigatonnes de CO₂ en 2016 dans le monde, selon l'AIE (*IEA – International Energy Agency*, s. d.). Une hausse de 77 % depuis 1990. Sur la **Figure 9**, on peut voir la comparaison des répartitions des émissions de CO₂ du transport routier entre l'année 1990 et 2014. On y voit notamment la part importante des véhicules diesel en 2014. Avec 0,91 gigatonne par an, l'avion arrive deuxième. Le transport aérien est donc globalement responsable de 2,8 % des émissions de CO₂ dans le monde.

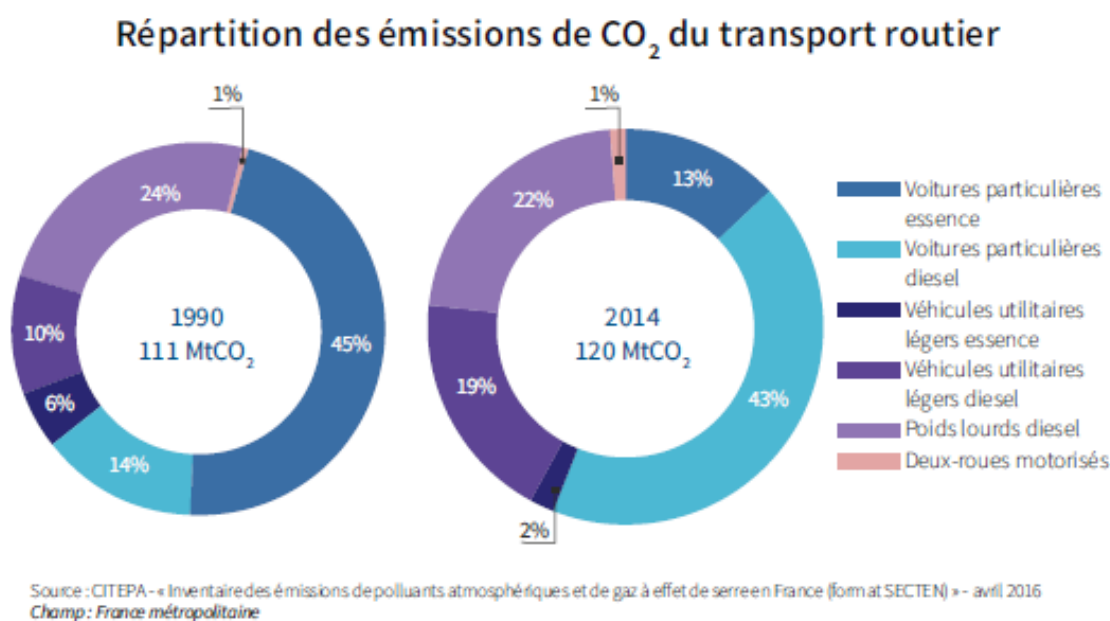


Figure 9 Répartition des émissions de CO₂ du transport routier (source : CITEPA)

a) Les exigences environnementales actuelles et futures dans l'industrie automobile

Le secteur des transports et plus particulièrement le secteur automobile étant une des causes majeures des émissions de gaz à effet de serre, il est nécessaire d'agir dans ce secteur afin de limiter les émissions globales. Produire des véhicules plus « propres » pour l'environnement peut être un argument de vente pour le client. En effet l'empreinte environnementale a de plus en plus d'influence sur l'attractivité commerciale des produits et services de mobilité automobile car les utilisateurs sont de plus en plus sensibles à la question du réchauffement climatique. Cet argument a forcément son impact sur les constructeurs mais cela n'est pas suffisant pour arriver à une véritable réduction des émissions du secteur automobile. Pour cela, la mise en place de réglementations contraignantes entraînant notamment une mise en marché de véhicules de moins en moins polluants, a permis la réduction des émissions des gaz à effet de serre. En effet, les émissions de gaz à effet de serre n'étaient pas prises en compte dans les exigences des réglementations avant 2009.

En Europe, les constructeurs européens ont longtemps exercé un lobbying pour éviter les contraintes, qu'il s'agisse de normes d'émission ou d'une taxation du carbone. Quand des normes ont été édictées, certains constructeurs ont tenté de les contourner, comme l'a révélé le « dieselgate » de 2015. Il s'agit de l'affaire Volkswagen, révélée par l'ONG américaine International Council on Clean Transportation (ICCT – Conseil international sur les transports propres) en septembre 2015, qui alerta l'Agence de

protection environnementale (EPA) des États-Unis. Le groupe Volkswagen fut reconnu coupable de l'utilisation, sur la période 2009–2015, de logiciels frauduleux conçus volontairement par la marque pour minorer les émissions polluantes de particules d'oxyde d'azote (NOx) et de CO₂ de certains de ses moteurs au moment des tests d'homologation. Plus de onze millions de véhicules des marques du groupe seraient concernés dans le monde. Les valeurs des émissions réelles dépasseraient parfois jusqu'à quarante fois les normes autorisées. Selon l'EPA, le taux d'émissions hors-normes de polluants des Volkswagen serait porteur de risques graves pour la santé. L'exposition à l'ozone et aux particules fines aurait été associée à des morts prématurées découlant d'effets respiratoires ou cardiovasculaires directement liés à ces éléments.

Avec les scandales et la prise de conscience croissante du réchauffement climatique, les constructeurs ont dû battre en retraite. La Commission européenne veut contraindre les constructeurs automobiles à réduire les émissions de CO₂ de leurs modèles. Tout d'abord, le cycle New European Driving Cycle (NEDC), qui était fortement critiqué pour son manque de réalisme, a été remplacé, en septembre 2017, par le Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedures (WLTP) qui fournit des valeurs de consommations et d'émissions plus proches de la réalité. La Commission européenne a aussi fixé une limite à 95 g de CO₂ par kilomètre à atteindre le 31 décembre 2020 comme le montre la **Figure 10**. Chaque acteur du marché doit ajuster sa gamme au risque de payer de lourdes amendes. En effet, un constructeur qui dépasserait ce seuil s'exposerait à des amendes considérables : 95 euros pour chaque gramme de CO₂ excédentaire, multiplié par le nombre de voitures vendues. À ce prix, cela représente 30 milliards d'euros d'amende annuelle potentielle pour les fabricants automobiles européens. À la suite de l'accord de Paris de 2015 (dans le cadre de la COP21), l'Union Européenne a défini les objectifs à atteindre en matière d'émissions de CO₂ dans le domaine du transport jusqu'en 2030. Ces objectifs ont été officiellement actés dans le cadre d'un règlement Européen en avril 2019. L'objectif est de faire baisser les émissions de 37,5 % par rapport à la valeur de référence 2021 (nouveau cycle WLTP). L'objectif est d'autant plus difficile à atteindre que les SUV suscitent un véritable engouement auprès des consommateurs à travers l'Europe alors que ces gros véhicules sont énergivores. Le déclin du diesel, soumis à de fortes restrictions, représente une autre difficulté, sachant pourtant qu'il est moins gourmand en carburant que la motorisation à essence.

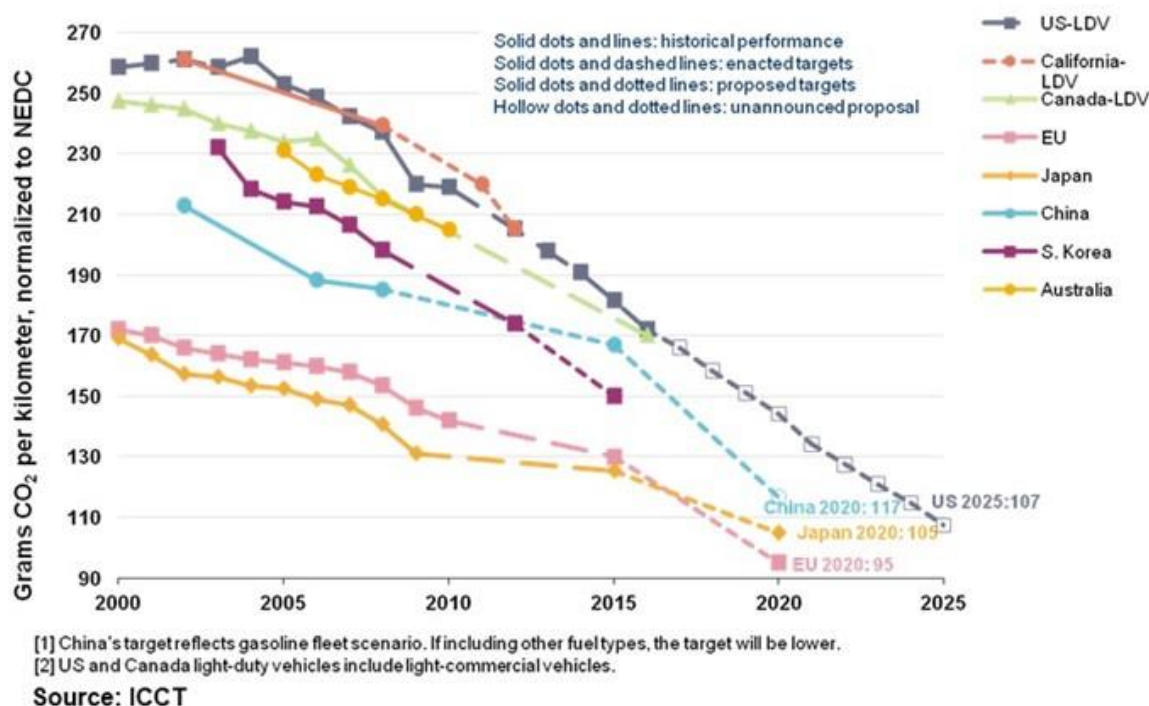


Figure 10 Objectifs d'émissions de CO₂ par kilomètre de plusieurs pays

Afin de se plier aux exigences européennes, les constructeurs ont accéléré la fabrication de modèles électriques ou hybrides et tentent de modifier leurs moteurs thermiques. Ces dernières années, l'optimisation de l'ensemble de la conception des véhicules, le développement des moteurs thermiques de nouvelle génération plus efficaces et plus allégés ainsi que de nouvelles plateformes ont contribué à la réduction significative de la consommation et des émissions des véhicules. Les trois facteurs qui ont donc permis la réduction des émissions des véhicules thermiques sont donc l'allègement des véhicules, l'amélioration de l'efficacité énergétique globale ainsi que l'amélioration du rendement des moteurs. Les solutions d'allègement et d'amélioration de l'aérodynamique ont permis de réduire la consommation de carburant tandis que les systèmes de dépollution comme le filtre à particules et le pot catalytique ont une action directe sur les émissions à l'échappement. L'industrie automobile européenne investit chaque année près de 50 milliards d'euros en R&D, dont une grande partie est consacrée aux technologies pour réduire les émissions et la consommation de carburant de ses véhicules.

Les réglementations ne concernent pas uniquement les constructeurs automobiles. En effet les utilisateurs de voitures sont concernés directement par d'autres réglementations. On note notamment des incitations financières à l'achat de véhicules moins polluants comme le « bonus-malus écologique » ou à l'utilisation des transports en commun, ou encore des créations de zones à circulation restreinte (ZCR) qui interdisent l'accès aux véhicules ne répondant pas aux normes d'émission en vigueur.

Les services de mobilité déployés par les constructeurs automobiles peuvent être aussi des leviers importants permettant le respect des contraintes actuelles et futures. En effet, les véhicules utilisés dans

les services d'autopartage déployés par les constructeurs automobiles sont souvent électriques. Cela permet donc de diminuer leur moyenne de gramme de CO₂ par kilomètre.

À court et moyen termes, les contraintes réglementaires et fiscales seraient renforcées et pourraient s'appliquer aux grammes de CO₂ des véhicules sur tout leur cycle de vie et non plus seulement sur les émissions en phase d'utilisation. D'autres réglementations pourraient s'appliquer pour d'autres indicateurs environnementaux et donc plus seulement au potentiel de réchauffement climatique.

b) Electrification des véhicules

Afin de réduire les émissions de CO₂ de l'Union européenne, Les États membres ont fixé comme objectif la réduction de 60 % d'ici 2050 des émissions dues aux transports par rapport aux niveaux de 1990. Les émissions de CO₂ issues du transport de passagers varient considérablement selon le mode de transport. Les voitures personnelles sont l'un des principaux pollueurs puisqu'elles représentent 60,7 % des émissions totales de CO₂ dues au transport routier en Europe selon l'AIE. Les véhicules thermiques qui émettent beaucoup d'émissions à l'échappement et qui possèdent un rendement énergétique peu efficaces sont ciblés afin de réduire les émissions du secteur automobile. Sur la **Figure 11**, on peut voir l'évolution des immatriculations des voitures particulières neuves par type de motorisation. Depuis 2011, les immatriculations de voitures neuves à motorisation essence progressent à nouveau. En 2017, pour la première fois depuis 2000, les ventes de voitures essences sont supérieures à celles roulant au diesel.

Évolution des immatriculations des voitures particulières neuves par type de motorisation

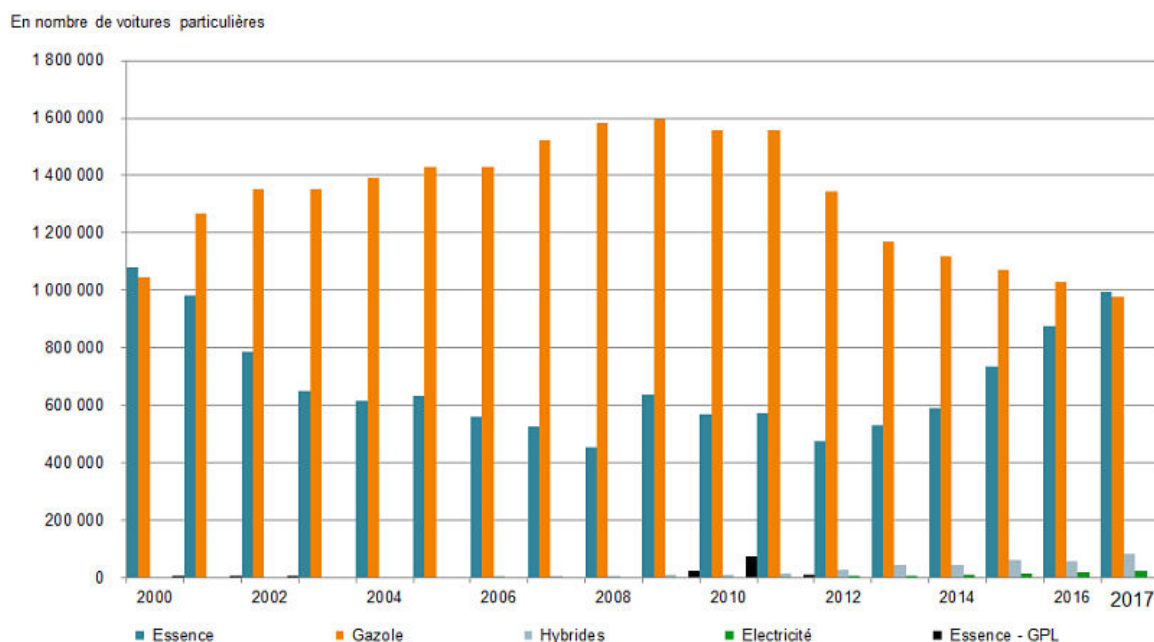


Figure 11 Evolution des immatriculations des voitures particulières neuves par type de motorisation en France (source: SDES)

L'objectif est progressivement de passer de ce type de motorisation vers des solutions ayant moins d'impact sur le réchauffement climatique. Afin de tenir ses engagements en faveur du climat, l'Europe devra diminuer d'ici 2028 de 80% ses véhicules roulant au diesel ou à l'essence. Suite à cela, de nombreux pays et villes ont décidé de se fixer des objectifs fermes. Ainsi, de nombreuses décisions d'interdire les voitures diesel et essence ont été annoncées en Europe. En octobre 2018, le Danemark a annoncé vouloir supprimer la commercialisation de véhicules diesel et essence d'ici 2040 (*Le Danemark propose d'interdire la vente des voitures diesel et essence d'ici 2040*, s. d.). Depuis le 1er janvier 2019, Copenhague et Oslo ont interdit la circulation de tous les véhicules diesel dans leur ville. La fin de la commercialisation norvégienne d'automobiles diesel est prévue pour 2025 (*Ces villes européennes qui rejettent le diesel / Les Echos*, s. d.). Aux Pays-Bas, Amsterdam est depuis 2013 une ville sans diesel. L'objectif de son gouvernement est de supprimer les voitures diesel sur les routes d'ici 2025 et de viser pour 2030 le : « 0 émission de carbone ».

En France, le « Plan climat » défini par le gouvernement en 2017 prévoit l'arrêt de la commercialisation des véhicules thermiques d'ici 2040. Les constructeurs automobiles vont par conséquent devoir diminuer les émissions à l'échappement de gaz à effet de serre de leurs véhicules de 20 % d'ici fin 2020, alors qu'il leur a précédemment fallu 10 ans pour les réduire de 25 % (*Une deuxième année de recul pour les ventes de véhicules neufs dans le monde (-4,5% en 2019)*, s. d.). Un objectif de - 37,5 % est déjà affiché pour 2030. Tout comme les autres villes européennes citées précédemment, Paris a

développé son propre plan d'action. Depuis l'été 2019, les véhicules diesel de plus de 13 années n'ont déjà plus le droit de se déplacer dans la capitale. Et à partir de 2024, il ne sera plus possible d'y circuler en diesel. La fin des véhicules essence est prévue pour 2030. Les autres grandes villes de France agissent aussi. Les métropoles lyonnaises, marseillaises et strasbourgeoises ont mis en place des zones à émissions de carbone limitées. Le développement de solutions de parking en dehors des centres-villes en corrélation avec le déploiement de transports communs contribue également à limiter ces émissions.

Afin de remplacer les voitures thermiques, les voitures électriques et hybrides sont de plus en plus considérées comme le moyen par excellence pour réduire l'impact de la circulation automobile sur le climat. Notamment, les voitures électriques sont en effet plus efficaces d'un point de vue énergétique, moins polluantes à l'usage du moins et permettent l'utilisation de différentes sources d'énergie, y compris les renouvelables. En effet à l'usage, les véhicules électriques n'émettent pas d'émissions. Cependant les émissions de CO₂ pour la production d'un véhicule électrique peuvent être plus importantes que pour un véhicule thermique. La batterie contient des matériaux rares, comme le lithium, le cobalt et/ou le manganèse, dont l'extraction a un fort impact environnemental. Côté moteur thermique, l'extraction d'hydrocarbure a aussi son impact sur l'environnement. De plus, le recyclage des véhicules électriques s'avère plus onéreux que pour les véhicules thermiques. Afin de chiffrer précisément les bénéfices du véhicule électrique en terme d'émissions de CO₂, il est nécessaire d'avoir une approche cycle de vie. La voiture électrique ne sauvera peut-être pas le climat mais elle offre toutefois des possibilités de réduire considérablement les émissions du secteur du transport à long terme et reste la solution privilégiée aujourd'hui pour remplacer les véhicules thermiques.

D'après l'Agence Internationale de l'Energie (*IEA – International Energy Agency*, s. d.), les ventes de véhicules électriques dans le monde ont augmenté de 64 % en 2018, soit 2 millions de ventes, ce qui amène le nombre total de véhicules électriques en service à 5,1 millions. Le produit à motorisation électrique le plus populaire reste la voiture individuelle : 2,3 millions en Chine, 1,2 million aux États-Unis et 1,1 million au sein de l'Union européenne. Les véhicules utilitaires légers connaissent une croissance plus lente, tandis que les camions stagnent encore. Les véhicules hybrides rechargeables ont aussi une croissance constante sur le marché et peuvent aussi être une solution pour réduire les émissions. Les véhicules hybrides ont des prix accessibles pour les clients et répondent aux mêmes besoins que les véhicules thermiques en autonomie. En Europe, les ventes de voitures électriques étaient encore en hausse de 80 % en 2019.

Afin de rendre les voitures électriques et hybrides plus attractifs en terme de prix et les véhicules émetteurs moins attractifs un système de bonus-malus écologique a été mis en place en France. Ce bonus-malus écologique est une méthode fiscale de lutte contre les émissions de gaz à effet de serre visant à orienter la consommation vers l'achat de véhicules moins émetteurs par l'octroi d'un bonus et, inversement, à taxer l'achat des véhicules fortement émetteurs de CO₂. Cela a pour but d'accélérer la

croissance des voitures électriques notamment. Selon les chiffres publiés par l'association des constructeurs européens ACEA (*ACEA - European Automobile Manufacturers' Association*, s. d.), près de 360 000 voitures électriques ont été immatriculées à travers l'Europe en 2019. En France plus de 42 000 voitures électriques ont été immatriculées en 2019 selon les chiffres de l'AVERE(L2C2, s. d.-a). On peut voir sur la **Figure 12** l'évolution des immatriculations des véhicules électriques entre 2010 et 2020 en fonction des différents types de motorisation en France (L2C2, s. d.-b).

Evolution des immatriculations de véhicules électriques entre 2010 et 2020

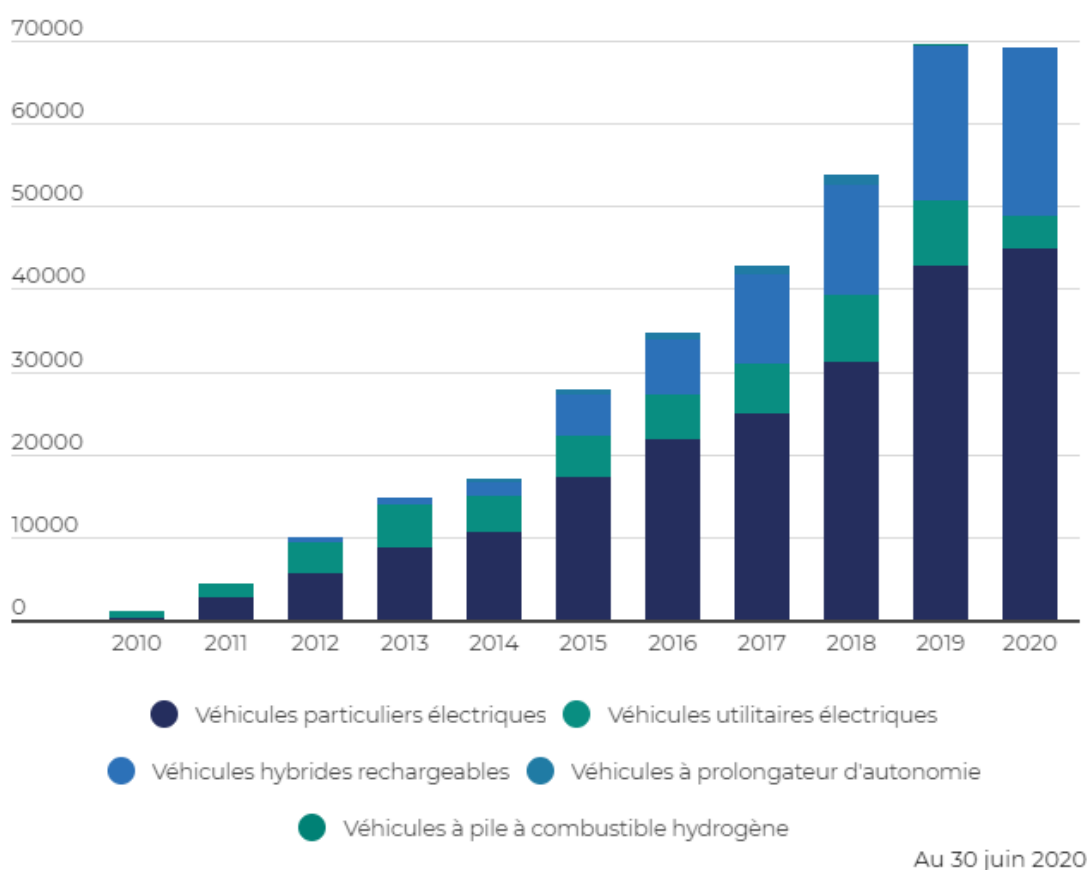


Figure 12 l'évolution des immatriculations des véhicules électriques entre 2010 et 2020 (source : Avere)

1.2.2 Transition technologique dans l'industrie automobile

La transition technologique dans l'industrie automobile s'articule sur deux axes majeurs : le développement des technologies autour du véhicule électrique et la transformation digitale.

Enfin de favoriser cette transition énergétique, une transition technologique est aussi nécessaire. Il y a d'un côté le développement des technologies qui permettent d'accélérer la croissance des véhicules électriques mais aussi le développement d'autres technologies liés au développement des véhicules connectés voire autonomes.

a) Technologies autour du véhicule électrique

Concernant le premier axe, il existe deux voies principales de développement de stockage de l'énergie : le stockage de l'hydrogène et les batteries au lithium. Concernant le deuxième axe, on retrouve notamment le développement des véhicules autonomes.

Le véhicule à hydrogène

Une des solutions envisagées pour le futur de l'automobile est l'hydrogène qui peut apporter une contribution importante à la mobilité durable à l'avenir en complément des véhicules équipés de batteries. Une voiture à hydrogène est aussi actionnée par un moteur électrique. La différence par rapport aux autres véhicules électriques est que le véhicule hydrogène produit sa propre électricité dont il a besoin et n'utilise donc pas l'énergie fournie par une batterie intégrée, comme les modèles purement électriques ou hybrides plug-in qui peuvent être rechargés à une source d'électricité externe. Concernant le véhicule hydrogène, il s'agit de la pile à combustible qui s'occupe de la production d'énergie électrique fournit au moteur. Les deux principaux avantages du véhicule à hydrogène pour les utilisateurs et la durée de chargement ainsi que leur autonomie. En terme de disponibilité et de flexibilité, on se rapproche du niveau de la voiture conventionnelle thermique. De plus un réservoir d'hydrogène plein suffit pour environ 500 kilomètres (Mokrani et al., 2014). Cette autonomie est seulement possible pour des véhicules électriques alimentés par une très grosse batterie, ce qui accroît le poids du véhicule et la durée de charge. En revanche, il y a principalement deux inconvénients pour les utilisateurs : le prix et le manque d'infrastructures. En effet les véhicules hydrogènes restent peu abordables à cause du prix de la pile à combustible. Outre les coûts d'acquisition du véhicule, le coût de l'hydrogène est aussi élevé. Enfin le développement des infrastructures permettant la recharge des véhicules hydrogènes représentent l'un des plus gros challenges pour permettre la croissance de ces types de véhicules. Concernant les émissions de gaz à effet de serre, le moteur à hydrogène pour voiture a le potentiel de rendre possible une mobilité écologique et durable. Cela dépend en grande partie de la manière de produire l'hydrogène ainsi que de son transport et stockage. Pour conclure, le véhicule hydrogène pourrait être une solution très bénéfique pour diminuer les émissions de gaz à effet lorsque des énergies renouvelables sont utilisées lors de la production d'hydrogène et avec un développement de l'infrastructure technique permettant de raccourcir les distances sur lesquelles le produit est transporté.

Batteries au lithium

Une batterie est aussi un équipement qui permet de transformer l'énergie chimique en énergie électrique. Elle peut stocker et accumuler l'énergie électrique pour la restituer. Elle peut donc se charger et se décharger, selon des opérations réversibles. Une batterie est formée de deux électrodes, plongées dans un électrolyte, une substance conductrice liquide ou solide, et reliées à l'extérieur par un fil conducteur. Quand la batterie se décharge, l'électrode négative (anode) émet des électrons qui passent par le fil et sont absorbées par l'électrode positive (cathode). Ce mouvement d'électrons constitue un courant électrique qui peut être ensuite transformé pour faire tourner le moteur électrique dans le cas du véhicule électrique. Pour équilibrer cet échange d'électrons, un échange d'ions positifs s'effectue entre les deux électrodes via l'électrolyte. Quand la batterie est en phase de recharge, avec un apport extérieur d'électricité, les mouvements sont inversés. Il existe plusieurs technologies de batterie. Sur le **Tableau 2**, on retrouve les différentes technologies avec leur densité énergétique et leur durée de vie (en nombre de cycles). Parmi toutes ces technologies, les batteries les plus utilisées aujourd'hui dans les véhicules électriques sont les batterie lithium-ion. Les batteries Li-Po ont une densité énergétique plus importante mais cette technologie coûte plus cher que la technologie Li-ion. La technologie Li-air est prometteuse grâce à sa très haute densité énergétique mais pour l'instant sa durée de vie est nettement insuffisante.

Tableau 2 Comparatif des technologies de batteries (source : Avem)

	Pb	Ni- Cd	Ni- Mh	Ni-Zn	Zebra	LMP	Li- ion	Li-Po	LiFePo4	Li-air
Wh/kg	40	60	90	80	120	110	150	190	110	1000
Durée de vie (cycles)	500	2000	1500	nc	nc	1800	1000	2000	2000	nc

La batterie lithium-ion a une haute densité d'énergie, c'est à dire qu'elle peut stocker 3 à 4 fois plus d'énergie par unité de masse que la plupart des autres technologies de batteries. Elle se recharge très vite et supporte de nombreux cycles (au moins 500 charges-décharges à 100 %). L'élément de base est une cellule qui se présente un peu comme un feuilleté : une plaque d'aluminium servant à collecter le courant, puis la cathode, l'électrolyte, puis l'anode, enfin une plaque de cuivre. Sur la **Figure 13** se trouve le schéma du fonctionnement d'une cellule lithium-ion. Quand la batterie se charge, les ions de lithium Li⁺ quittent l'électrode positive (la cathode) et sont stockées dans l'électrode négative (l'anode). Quand elle se décharge, c'est-à-dire quand elle produit le courant électrique, les ions Li⁺ font le mouvement inverse. Ces cellules sont regroupées en plus ou moins grand nombre selon la puissance recherchée pour alimenter une batterie de voiture.

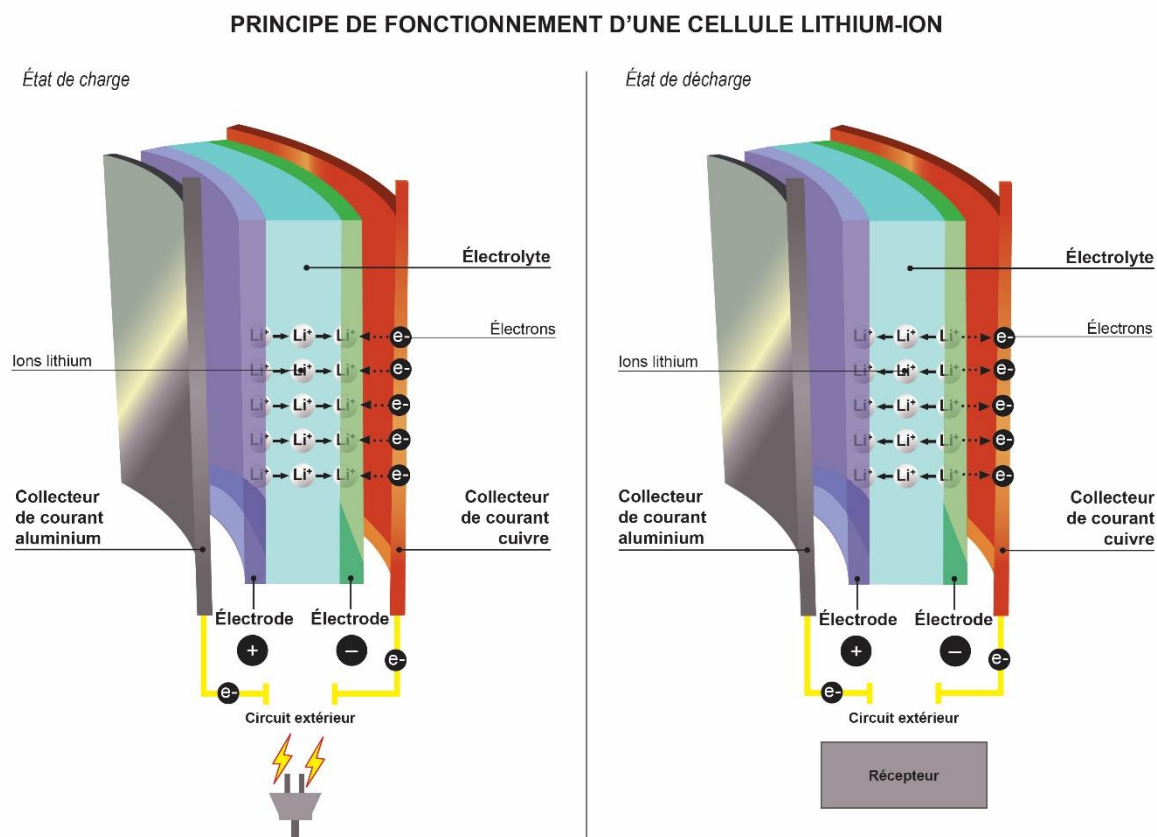


Figure 13 Principe de fonctionnement d'une cellule lithium-ion (source: planete-energies)

L'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (OPECST) a publié un rapport sur l'évolution de la technologie des batteries lithium-ion. Dans un scénario « pro-batterie » une multiplication par deux des capacités de stockage (de 150 à 300 Wh/kg en 20 ans) et une division par presque cinq de leur prix (de 230 à 50 €/kWh) sont prévues en 20 ans et confortent le développement des véhicules électriques dans cette direction. Ce scénario s'appuie en particulier sur la capacité de recyclage de ce type de batterie, qui devrait de son côté être multipliée par 20 au cours des 30 prochaines années, amenant une chute des prix non négligeable. De plus, aujourd'hui des études sont encore en cours sur le vieillissement des batteries lithium-ion dans les applications « véhicule électrique ». Le nombre de cycles (charge/décharge), la vitesse de rechargement des batteries et la température sont des facteurs qui influencent la durée de vie des batteries (Han et al., 2019). Dans quelques années, on aura notamment plus d'informations sur les durées de vie réelles des batteries lithium-ion grâce aux données récupérées avec les véhicules électriques présents dans le parc automobile aujourd'hui.

La production des batteries est à l'origine d'une grande partie des impacts environnementaux du véhicule électrique. Selon une étude de l'Institut suédois de recherche environnementale IVL, les impacts de la production des batteries lithium-ion sont estimés à une valeur comprise entre 61 à 106 kg d'équivalents CO₂ par kWh (Emilsson & Dahllöf, 2019). Le lithium est notamment une ressource difficile à extraire et dont la production a des impacts très forts sur l'environnement. La production n'est

pas le seul problème environnemental que pourrait engendrer la multiplication de batteries pour les véhicules électriques. Le recyclage est une autre problématique fondamentale. Le lithium en particulier est difficile à récupérer sous une forme suffisamment pure pour être réutilisée facilement. Les enjeux pour les batteries lithium-ion seraient donc de diminuer les impacts de production et de développer la filière de recyclage.

b) Transformation digitale

La transformation digitale s'articule autour de trois axes : les nouveaux modèles d'usines intelligentes, les solutions connectées ainsi que l'émergence des véhicules autonomes.

Des nouveaux modèles d'usines intelligentes

Avec l'apparition de l'intelligence artificielle, la chaîne de production automobile évolue et a permis la création des usines dites intelligentes. L'intelligence artificielle permet de créer des robots capables de réaliser certaines tâches, en parallèle des tâches humaines sur les lignes de montage. Elle a pour but de répondre aux demandes de connectivité des clients et d'améliorer leur expérience numérique à bord. Ces robots dotés d'intelligence artificielle se contrôlent et se réparent sans intervention humaine. Ils contribuent à renforcer la connectivité et l'efficacité des chaînes d'approvisionnement. Ils permettent également aux usines d'améliorer leur productivité et de réduire significativement les défauts sur les véhicules.

Des solutions connectées pour assurer une mobilité durable

Outre le développement des motorisations électriques ou hybrides moins polluantes (en émissions CO₂ par rapport aux moteurs thermiques), les véhicules se dotent de systèmes de télématique embarqués avec le but d'améliorer leurs niveaux de sécurité et de performance. Les nouveaux assistants de conduite assurent l'amélioration des comportements sur route et limitent ainsi les risques d'accident. Ils permettent de faire baisser également la consommation de carburant en favorisant la réduction des émissions de CO₂. Ces solutions embarquées sont particulièrement plébiscitées par les gestionnaires de flottes, qui souhaitent augmenter leurs performances environnementales tout en améliorant leur productivité. Il existe plusieurs types de technologies embarquées permettant notamment la géolocalisation en temps réel, la gestion des tournées, la gestion des incidents ou bien encore l'éco-conduite. De plus, les solutions connectées peuvent permettre le développement de nouveaux modèles d'affaire liés à l'économie de partage grâce notamment à l'utilisation d'applications smartphone comme par exemple les services d'autopartage.

Emergence des véhicules autonomes

Le marché du véhicule autonome constitue un enjeu majeur pour l'industrie automobile. Une voiture autonome est un véhicule dont la conduite est en partie ou complètement automatisée. Il existe cinq niveaux d'autonomie : de la conduite manuelle assistée à la conduite totalement automatisée sur toutes routes sans intervention de conducteur. La voiture autonome est équipée de multiples capteurs et caméras qui collectent les informations de la route. Ces capteurs sont montés tout autour du véhicule : sur les côtés, à l'avant, à l'arrière ou sur le toit. Ils scannent l'environnement de conduite et collectent les informations des panneaux de signalisation, des tracés sur la route, du trafic. Toutes les informations récupérées par les capteurs et caméras sont ensuite envoyées à un logiciel informatique contenu dans le véhicule pour leur bon traitement. Il reconnaît donc les différentes informations qui lui sont envoyées dans le but d'adapter la réponse de la voiture autonome à la situation. Après l'analyse de la situation par le logiciel informatique, la voiture autonome peut prendre une décision de conduite grâce à l'intelligence artificielle. Elle peut ainsi freiner, accélérer, tourner ou encore éviter un obstacle selon la situation.

La voiture autonome a pour principal objectif de diminuer le nombre d'accidents sur la route (Papadoulis et al., 2019). De plus pour l'utilisateur, elle peut permettre de réduire le stress lié aux embouteillages et à la recherche de stationnement (Pettigrew et al., 2018). En optimisant le trajet parcouru par la voiture, il pourrait permettre aussi de réduire la consommation de carburant et donc les émissions de dioxyde de carbone (Greenblatt & Saxena, 2015). La technologie des véhicules connectés peut également augmenter encore l'efficacité et la fiabilité des véhicules autonomes et permettre une diminution de la congestion du trafic routier (Talebpour & Mahmassani, 2016). Enfin les véhicules autonomes peuvent aussi permettre aux personnes en situation de handicap de se déplacer plus facilement. Néanmoins cette technologie ne présente pas que des avantages et semble difficile à mettre en place malgré les milliards investis à ce jour. Les principaux inconvénients des véhicules autonomes sont liés aux pertes d'emplois engendrés par la possibilité de se passer de conducteur dans de nombreux secteurs, les risques de piratage informatiques qui peuvent compromettre la sécurité du véhicule mais aussi les données privées des usagers et les défaillances technologiques. De plus en cas d'accident, la responsabilité pose débat et le statut juridique des voitures autonomes reste à définir. Malgré les avantages liés à la réduction du stress, les véhicules autonomes ne font pas l'unanimité chez les potentiels utilisateurs et bien au contraire une grande partie d'entre eux ne fait pas encore confiance en cette technologie. Cela pourrait constituer le principal frein au développement de cette technologie. Enfin sur l'aspect environnement, la fabrication des technologies embarquées comme par exemple les capteurs est liée à des impacts supplémentaires en comparaison des véhicules traditionnels. Pour conclure, ce ne sera pas avant des années que l'on aura accès à des véhicules entièrement autonomes. En effet les principaux freins restent donc le statut juridique de ces véhicules, les verrous techniques et l'acceptation des gens à utiliser ces véhicules. Malgré cela, le véhicule autonome, électrique et connecté pourrait constituer le scénario anticipé par

tous les fabricants automobiles. Les «robot-taxis» pourraient en 2030 représenter 40% des bénéfices du secteur automobile (*Le robot-taxi va-t-il conduire les constructeurs vers l'abîme?*, s. d.).

1.2.3 Nouveaux usages des véhicules : développement des systèmes produits-services de mobilité automobile et notamment des services d'autopartage free-floating

Les transitions énergétiques et technologiques ont fait émerger des nouveaux usages de la voiture. L'industrie automobile ne se contente plus seulement de la vente massive de véhicules à des particuliers pour un usage privé. Ces nouveaux usages de la voiture se développent et sont fondés sur l'utilisation plutôt que sur la propriété du véhicule. En effet les mentalités évoluent et même si la voiture reste très populaire notamment en France, une partie de plus en plus grande des utilisateurs seraient prêts à se passer d'une voiture privée (*Posséder encore une voiture ? Les Français s'interrogent – L'argus PRO*, s. d.). En revanche, cela ne signifie pas que les utilisateurs ne veulent plus utiliser de voiture. Au contraire, la voiture reste aujourd'hui le moyen de transport le plus utilisé au monde. Pour se rendre au travail ou d'autres préoccupations, elle reste la préférée pour les déplacements habituels. Ce mode de transport assure plus de 80% des déplacements à l'intérieur des pays membres de l'Union européenne (« Les moyens de transport les plus utilisés dans le monde », 2019). D'un autre côté, il est important de souligner que le taux d'utilisation des voitures privées est en moyenne de 5%. Autrement dit, les véhicules privés sont en moyenne immobilisés (dans un garage ou autre) 95% du temps. En sachant qu'il est parfois très complexe de trouver un stationnement dans les zones urbaines, cela pose un autre problème pour les utilisateurs. Face à ces problèmes, l'usage de la voiture a été repensée.

Les services de mobilité sont de plus en plus nombreux aujourd'hui afin de proposer une alternative à la possession d'un véhicule privé. La digitalisation de l'industrie automobile a favorisé l'émergence de nouveaux usages des véhicules avec notamment deux pratiques encore en développement : le covoiturage et l'autopartage. Le covoiturage est l'utilisation par plusieurs automobilistes et à tour de rôle, d'une seule voiture pour effectuer le même trajet tandis que l'autopartage est l'utilisation partagée d'une flotte de véhicules par différents usagers, pour une courte durée et par abonnement. L'autopartage se décline aujourd'hui sous plusieurs formes. Il existe actuellement cinq systèmes d'autopartage :

- L'autopartage « en boucle » : la réservation ainsi que le retour à la station de départ sont obligatoires et le temps de location doit être renseigné.
- L'autopartage « en trace directe » : le véhicule n'est pas réservable et aucune durée de location n'est à fournir. Le véhicule ne doit pas obligatoirement être ramené à la station de départ.

- L'autopartage « entre particuliers » ou C2C (consumer-to-consumer): la réservation et la durée de location doivent être renseignées au moins 24h à l'avance par le biais d'opérateurs qui s'occupent de la facturation et des assurances.
- L'autopartage « en free-floating » : des véhicules sont mis à la disposition des usagers dans une zone limitée d'une agglomération. Les usagers peuvent géolocaliser et réserver un véhicule via leur smartphone.
- L'autopartage « one way »: le véhicule est en libre-service et doit être ramené restitué dans une des stations qui n'a pas obligatoirement à être la station de départ.
- L'autopartage B2B (business-to-business) qui correspond à la mise à disposition d'une flotte de véhicules au sein d'une entreprise.

Depuis plusieurs années, les différents acteurs de l'autopartage se multiplient et se diversifient tout comme les services proposés. Les grands constructeurs automobiles ont compris que la mobilité automobile ne se résume plus seulement à la vente massive de véhicules à des particuliers. Beaucoup d'entre eux ont lancé leur propre marque de mobilité et proposent leurs propres services d'autopartage. C'est notamment le cas du Groupe PSA avec sa marque de mobilité Free2Move.

Ces dernières années, l'autopartage B2C (business-to-consumer) a connu une croissance remarquable et dispose d'un potentiel de développement considérable notamment dans les grandes métropoles. Malgré la disparition d'Autolib à Paris, le concept d'autopartage mis en place par la mairie a permis d'accroître la renommée de ce concept. Dorénavant, la plupart des grandes villes françaises disposent également de ce type de service : Bordeaux, Nantes, Lyon, Lille, Marseille, Strasbourg, etc... Dans une majorité de ces services déployés dans les zones urbaines les véhicules utilisés sont électriques. Il est donc nécessaire de les recharger. Un des premiers business model consistait à installer des stations de bornes de recharge sur la voirie (autopartage one-way). Les utilisateurs du service devaient donc déposer le véhicule utilisé dans une de ces stations en fin d'utilisation. Aujourd'hui le business model le plus fréquent dans les grandes villes est le free-floating. Ce modèle permet aux utilisateurs de prendre et de laisser des véhicules (principalement électriques) n'importe où dans une zone limitée via une application pour smartphone. Les opérateurs s'occupent de déplacer les véhicules pour les recharger et les repositionner dans des endroits stratégiques. Ce nouveau modèle garantit une plus grande flexibilité aux utilisateurs du service. Aujourd'hui dans la plupart des business model d'autopartage free-floating, les véhicules du service sont loués par les fournisseurs de service à des constructeurs pour une certaine durée de leasing puis sont renouvelés au bout de cette durée. Les véhicules en fin de leasing sont revendus à des particuliers. Cet article se concentre exclusivement sur l'autopartage B2C free-floating. On retrouve sur la **Figure 14**, les différentes catégories de services d'autopartage et la place des services d'autopartage free-floating.

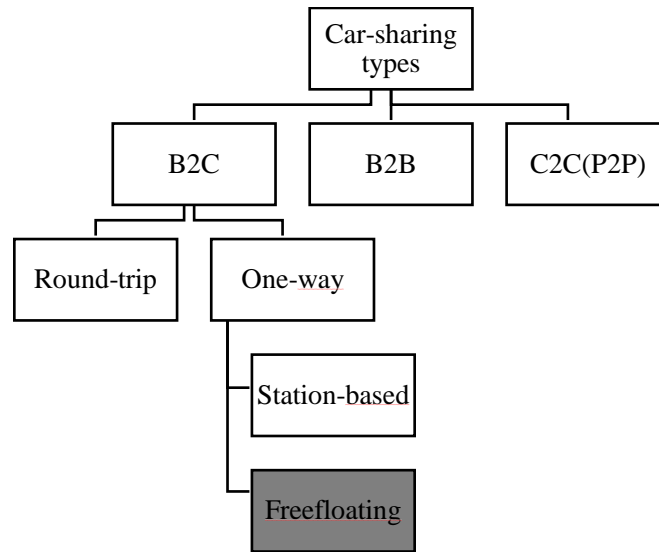


Figure 14 Les différentes catégories de services d'autopartage

L'arrivée des véhicules autonomes pourrait encore plus favoriser le développement des services de mobilité actuels et la création de nouveaux modèles d'affaires. En effet le prix de ces futurs véhicules ne seront pas abordables pour la plupart des ménages. Ils seront utilisés dans un premier temps au sein de services. De plus l'autonomisation de la conduite laisse beaucoup de possibilité en terme d'activités durant les trajets des utilisateurs. Il sera par exemple possible d'y travailler, de se reposer, ou de se divertir à l'aide de médias. Cela devrait créer de nouveaux modèles d'affaires qui changeront forcément l'expérience en voiture.

1.2.4 Ecosystème d'entreprise d'un service d'autopartage free-floating

Un écosystème économique ou d'affaires représente un ensemble en mouvement dynamique d'agents économiques interagissant entre eux et leur milieu. Plus simplement, c'est un groupe d'entreprises ou d'organisations en mutation permanente qui échangent, coopèrent ou se concurrencent sur un marché donné disposant de contextes et de contraintes en évolution. L'écosystème d'affaires est donc un système complexe dans lequel s'organisent, se structurent et interagissent des entités ou organismes commerciaux. Dans le cas d'un service d'autopartage, on peut parler d'un écosystème d'entreprises au sens où plusieurs entités différentes doivent coopérer pour mettre en œuvre le service.

On retrouve trois entités dans un écosystème d'entreprise d'un tel service (**Figure 15**) :

- Les business developer (ou développeurs de modèles d'affaires) du service. Ils conçoivent le business model du service (ou modèle d'affaires). Le Business Model décrit la stratégie de

l'entreprise. Il représente son modèle économique et permet de visualiser la façon dont celle-ci va gagner de l'argent et donc réaliser du profit grâce à l'exploitation du service.

- Les concepteurs de véhicules. Ils conçoivent les véhicules qui seront utilisés dans le service. Jusqu'à récemment les véhicules n'étaient pas conçus spécifiquement pour un usage dans un tel service. Dans un souci d'écoconception du service, il semble pertinent de concevoir les véhicules pour répondre aux besoins du service.
- Les opérateurs du service. Ils fournissent le service et s'occupent de son exploitation.

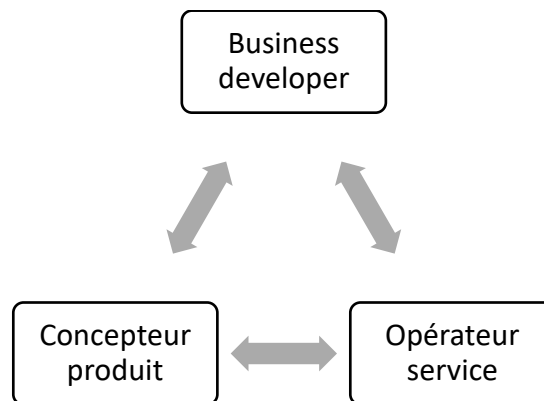


Figure 15 Les trois entités de l'éco-système d'entreprises d'un service d'autopartage free-floating

Dans le cas général des PSS, les business developer du service, le concepteur des produits et l'opérateur du service n'appartiennent pas forcément à un même groupe industriel contrairement au cas d'un service d'autopartage proposé par un constructeur automobile. Néanmoins on peut quand même parler d'écosystème d'entreprises où doivent collaborer plusieurs entreprises : les productrices des véhicules et les metteurs sur le marché des services utilisant lesdits véhicules. Il est primordial que ces trois entités coopèrent. Par exemple, l'opérateur de service doit mettre en œuvre le business model développé par les business developer du service et doit utiliser les véhicules produits par le constructeur automobile. En contrepartie, il a le devoir de faire un retour sur l'utilisation du service et des véhicules au constructeur et au business developer afin de corriger le business model si nécessaire. De même dans un objectif d'écoconception d'un tel service, il est tout autant nécessaire que ces trois entités collaborent, d'autant plus s'il y a une volonté d'écoconcevoir des véhicules spécifiquement pour un usage dans le service. La méthodologie présentée dans cette thèse a pour but d'aider ces différents décideurs dans l'écoconception du service. Chaque entité n'a pas le même rôle et le même champ d'action. C'est pour cela que chaque levier d'écoconception identifié par la méthodologie peut être actionné en général par une seule de ces entités. Il est donc nécessaire d'avoir une coopération entre ces trois entités.

Cette deuxième partie du contexte de thèse était dédiée au contexte industriel. La prise de conscience envers le réchauffement climatique a été à l'origine de contraintes réglementaires auxquelles les industriels automobiles doivent se plier. Ces contraintes associées à la transformation digitale a entraîné

une véritable transition énergétique et technologique dans l'industrie automobile mais aussi un développement des autres formes d'usages des véhicules au sein des services de mobilité. Parmi ces services se trouve notamment l'autopartage free-floating.

1.3 Contexte de recherche

Dans cette partie, le contexte de recherche est présenté. Dans un premier temps, l'analyse de cycle de vie et son application dans l'industrie automobile sont introduites. La deuxième section sera dédiée à l'application de l'analyse de cycle de vie au cas des systèmes produit-service dans le cas général. La troisième section se consacrera à l'application de l'ACV au cas plus particulier des services d'autopartage mais aussi à leur écoconception. Enfin les limites de méthodes d'écoconception actuelles seront exposées dans la dernière section.

1.3.1 L'analyse de cycle de vie dans l'industrie automobile

Les enjeux environnementaux sont devenus incontournables dans l'industrie automobile depuis plusieurs décennies avec avant tout un objectif de diminution des émissions de CO₂ et de polluants lors de l'utilisation des véhicules. Ces enjeux ont fortement contribué au développement des véhicules électriques qui ne rejettent pas d'émission en utilisation ce qui permet de diminuer la pollution locale dans les grandes agglomérations notamment. La prise en compte partielle de l'environnement (une seule étape ou un seul type d'effluent) est insuffisante. En effet, les impacts lors de la phase d'utilisation ne sont pas les seuls impacts liés au véhicule et c'est pour cela que les constructeurs automobiles utilisent la méthodologie de l'analyse de cycle de vie. Au début des années 90, l'analyse du cycle de vie (ACV) est apparue comme un outil capable de gérer cette globalité en quantifiant pour un produit tout au long de son cycle de vie, les flux de matières, d'énergies et de rejets, et en les traduisant en impacts potentiels sur l'environnement. Tout le cycle de vie est pris en compte depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie en passant par la fabrication, la production et l'utilisation. Cet outil permet donc de quantifier les impacts environnementaux de toutes les étapes du cycle de vie d'une voiture : la fabrication, la distribution, l'utilisation, la maintenance et la fin de vie comme on peut le voir sur la **Figure 16**.

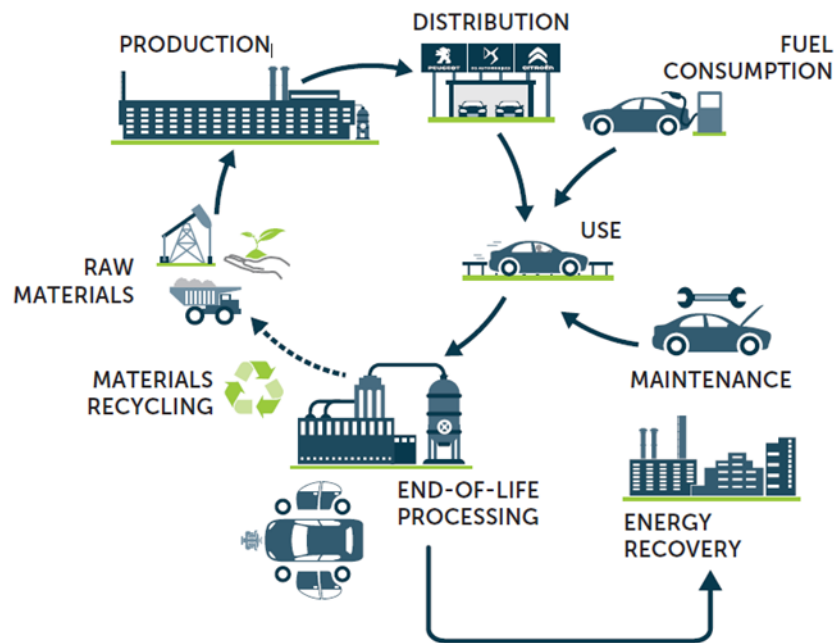


Figure 16 Schéma du cycle de vie d'un véhicule (source : Groupe PSA)

Il existe deux types principaux d'analyse de cycle de vie :

- L'ACV-A, attributionnelle (ou analyse par attributs) : Le système à l'étude est composé de processus élémentaires liés par des flux issus de la technosphère directement attribuable au système. Le système est considéré comme établi (en régime permanent). Les conséquences induites par les alternatives comparées ne remettent pas massivement en cause les chaînes des fournisseurs (les ordres de grandeur ne sont pas ceux des capacités de production ou des seuils impliquant leurs modifications).
- L'ACV-C, conséquentielle (ou analyse par conséquences) : Le système à l'étude est composé de processus élémentaires liés par des flux économiques mais aussi de processus affectés indirectement par la mise en place du cycle de vie du produit étudié ou par son changement. (Exemple. La mise en place à grande échelle d'appareils consommateurs d'électricité ajoutent globalement plus que la capacité de production permanente à l'état initial. Au-delà du cycle du produit consommateur d'énergie, il faut étudier les conséquences de la mise en place de nouvelles installations de production électrique ou de l'accroissement de la production des modes marginaux).

L'ACV attributionnelle est la plus utilisée dans l'industrie aujourd'hui et plus particulièrement dans l'industrie automobile lorsqu'il s'agit de réaliser l'ACV d'un véhicule. Ce type d'ACV permet ainsi :

- La quantification des contributions aux impacts environnementaux d'un système (par étape de cycle de vie ou par sous-système : composants, matériaux utilisés, procédés) afin d'en dégager des pistes d'écoconception ou d'amélioration du bilan environnemental du système.
- La comparaison du point de vue environnemental deux systèmes ayant la même fonction, à quantité de service rendu égale. Cela permet notamment de comparer deux modèles de véhicules.

L'ACV est appliquée en suivant les normes ISO 14040 et 14044 (Finkbeiner et al., 2006). Selon les normes en vigueur l'Analyse du Cycle de Vie est un processus itératif constitué de quatre étapes principales (**Figure 17**), respectivement :

- 1) Définition des objectifs et du champ de l'étude
- 2) Inventaire de cycle de vie (ICV)
- 3) Évaluation des impacts
- 4) Interprétation des résultats obtenus en fonction des objectifs retenus

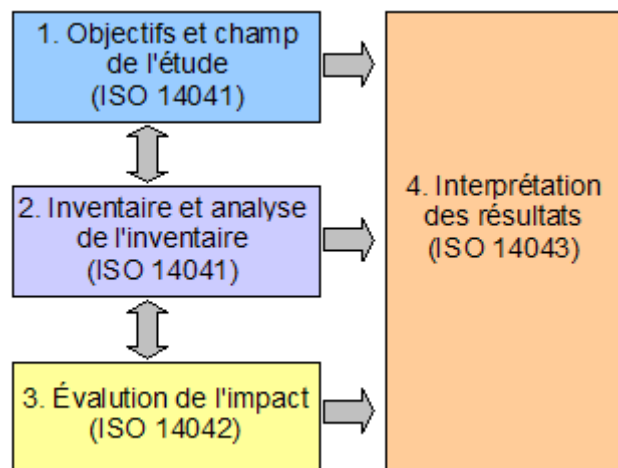


Figure 17 Etapes de l'analyse de cycle de vie

La norme ISO 14040, définit entre autres l'unité Fonctionnelle comme "Performance quantifiée d'un système de produits, destinée à être utilisée comme unité de référence dans une ACV". L'une des unités fonctionnelles utilisée dans l'industrie automobile pour l'ACV de véhicule est : « le transport de biens et de marchandises sur une distance de 150 000 km sur une durée de 10 ans » (Nordelöf et al., 2014). Les impacts calculés sur le cycle de vie du véhicule sont donc ramenés à cette unité fonctionnelle. L'unité fonctionnelle est très importante car elle permet la comparaison de

deux modèles différents de véhicules. Cette méthode holistique a donc l'avantage de prendre en compte les autres étapes du cycle de vie d'une voiture et de prendre en compte aussi plusieurs indicateurs environnementaux. Il est important que les impacts calculés sont des potentiels d'impacts et non pas des impacts réels. On peut retrouver sur la **Figure 18** les différents indicateurs utilisés pour l'ACV d'un véhicule. Ce sont les indicateurs environnementaux les plus couramment observés par les constructeurs automobiles (Garcia, 2015). Le GWP est un indicateur qui vise à regrouper sous une seule valeur l'effet ajouté de toutes les substances contribuant à l'augmentation de l'effet de serre. Classiquement, on se limite pour l'instant aux gaz à effet de serre directs (GES), c'est-à-dire aux six gaz (CO_2 , CH_4 , N_2O , CFC, HFC, SF_6) pris en compte dans le protocole de Kyoto. Cet indicateur est exprimé en «équivalent CO_2 » car, par définition, l'effet de serre attribué au CO_2 est fixé à 1 et celui des autres substances par rapport au CO_2 . Le POCP est un indicateur de la contribution possible d'un composé organique à la formation d'ozone troposphérique; L'indicateur EP représente la modification et la dégradation d'un milieu aquatique liée à un apport excessif en nutriments, en particulier en azote et en phosphore. Enfin, ADP fait référence à la mesure de l'utilisation de sources non renouvelables pour la production d'énergie.

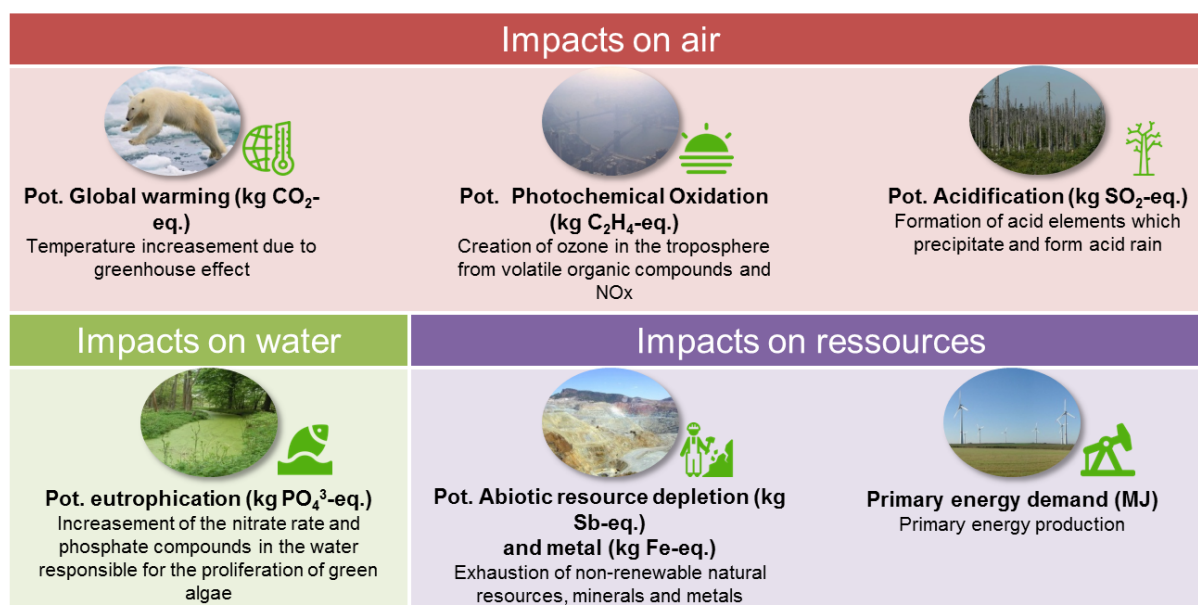


Figure 18 Six indicateurs environnementaux utilisés dans l'industrie automobile

Dans le cas du véhicule électrique, la méthodologie ACV révèle que la phase de fabrication a un impact important en raison de l'extraction des métaux rares nécessaires à la construction des batteries et du moteur à aimant permanent (Speirs et al., 2014). De plus, la phase de production d'électricité pendant laquelle les véhicules électriques se rechargent peut avoir un impact significatif selon le pays dans lequel l'électricité est produite (Faria et al., 2013). Cette méthodologie permet donc d'avoir une comparaison plus « juste » entre deux modèles de véhicules mais elle est aussi une première étape vers

l'écoconception des véhicules. En effet, même si ces ACV sont réalisés en aval de la conception d'un véhicule, les résultats permettent d'améliorer la conception des futures véhicules d'un point de vue environnemental.

Aujourd'hui, l'analyse de cycle de vie des véhicules est de plus en plus regardée dans l'industrie automobile. Des réglementations pourraient s'appliquer aux analyses de cycle de vie des véhicules dans un futur proche et non plus seulement aux émissions de gaz à effet de serre en phase d'utilisation.

Avec le développement des PSS de mobilité automobile, on peut aussi se poser la question de la méthodologie de l'ACV peut s'appliquer à ces services de mobilité mais aussi aux PSS dans le cas général.

1.3.2 Analyse de cycle de vie des systèmes produits-services

Par définition, les PSS doivent présenter des bénéfices environnementaux en comparaison aux solutions traditionnelles. Néanmoins, les bénéfices environnementaux des PSS ne sont pas toujours acquis et il est donc nécessaire d'analyser ces PSS afin de démontrer les réductions d'impacts associées à la mise en œuvre de ces nouvelles solutions alternatives. Il serait donc une erreur de penser que les PSS n'ont que des avantages environnementaux. L'utilisation de PSS peut conduire à des effets indirects pouvant être nocifs pour l'environnement. Par exemple, il est nécessaire de prendre en compte les effets rebonds liés aux abus d'utilisateurs peu soucieux des produits qui ne leur appartiennent pas. Lorsqu'il est question de comparer la situation avant et après l'introduction du PSS, il faut être conscient du fait que le comportement des consommateurs va probablement changer (Goedkoop, 1999). De plus, dans le cas des PSS orientés vers l'utilisation, la fréquence d'utilisation des produits de service est généralement plus élevée que pour les produits privés, comme par exemple dans le cas des services d'autopartage où les véhicules sont beaucoup plus utilisés que les véhicules privés utilisés uniquement par leur propriétaire. En plus d'être utilisé plus fréquemment, ils sont utilisés par plusieurs utilisateurs qui ont des comportements différents pendant l'utilisation. C'est donc intéressant d'évaluer l'influence d'une utilisation plus soutenue et des abus sur la durée de conservation des produits au sein du PSS. Il est donc nécessaire d'évaluer et d'optimiser les PSS, d'un point de vue environnementale, afin de déterminer s'ils sont bénéfiques pour l'environnement et d'améliorer leurs performances environnementales.

Dans un contexte de concurrence entre plusieurs PSS, un PSS présentant des meilleures performances environnementales peut être un argument de vente pour le fournisseur du service. C'est pour cela qu'il est pertinent de pouvoir optimiser ces performances. La méthodologie de l'analyse de cycle de vie pourrait être un outil afin d'analyser et d'optimiser les PSS d'un point de vue environnementale. Pour

cette raison, il est intéressant de se demander si l'analyse du cycle de vie (ACV), telle qu'appliquée aux produits unitaires selon les normes ISO 14040 et ISO 14044, peut également être appliquée dans le cas du PSS.

À première vue, en comptant les quelques études sur l'ACV des PSS, on peut se demander si cette méthodologie de l'ACV suivant les normes ISO 14040 et 14044 (Finkbeiner et al., 2006) est difficilement adaptable au PSS. Selon de nombreux auteurs (Dal Lago et al., 2017; Doualle et al., 2015), l'adaptation est soit impossible, soit très complexe. L'une des raisons de ce manque d'étude est que la recherche actuelle sur l'ACV se concentre sur l'évaluation environnementale des produits physiques unitaires (Dal Lago et al., 2017). Il met en évidence le manque de lignes directrices et de cadres permettant aux praticiens de l'ACV de mener l'évaluation des PSS qui incluent également les actifs immatériels. De plus, le concept de cycle de vie d'un service n'a pas encore été étudié en profondeur. Amaya et al. (2014) expliquent que l'analyse du cycle de vie qui permet d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit tout au long de son cycle de vie n'est pas adaptée en l'état. Nous ne devons pas discuter de l'ACV du PSS mais plutôt de l'analyse environnementale du PSS à l'aide de l'ACV. Ils expliquent également que la phase d'utilisation d'un produit au sein d'un PSS est beaucoup plus complexe que pour un produit introduit via un modèle économique classique. En effet, le produit sera utilisé plus fréquemment en général et par plusieurs utilisateurs différents (Maussang et al., 2009). L'absence de procédure générale de l'ACV de PSS s'explique aussi par la multitude d'offres de PSS, qui se combinent avec des produits de natures très différentes. En effet, les différentes différences entre les PSS rendent très complexe le développement d'une seule méthode généralisable pour tous les PSS (Corti et al., 2016). Enfin, Doualle et al. (2015) expliquent que la méthodologie ACV ne peut pas être adaptée au contexte PSS, notamment en ce qui concerne la définition de l'unité fonctionnelle indispensable en se référant aux normes ISO 14010 et 14044. L'unité fonctionnelle doit décrire la fonctionnalité du système complet, y compris tous les services et produits du PSS. Cela rend la définition de l'unité fonctionnelle très complexe lorsque l'on souhaite effectuer une ACV afin de comparer un PSS avec une solution alternative car l'unité fonctionnelle définie doit être applicable à la fois au PSS et à la solution alternative. Dans la plupart des cas, l'ACV doit permettre la comparaison, d'un point de vue environnemental, entre un PSS et un scénario conventionnel centré sur l'utilisation d'un produit unitaire (Dal Lago et al., 2017). En effet, souvent le PSS et la solution alternative à laquelle il est comparé, n'ont pas exactement la même fonction et en particulier les mêmes performances. Par exemple, dans le cas de la comparaison de l'utilisation d'un PSS d'autopartage et d'un véhicule privé pour un même utilisateur, il est difficile de définir l'unité fonctionnelle car les deux solutions n'ont pas exactement la même fonction et notamment les mêmes performances en termes de disponibilité. En effet pour certains services d'autopartage il n'est possible de se déplacer seulement dans une zone limitée urbaine alors qu'une voiture privée peut offrir la possibilité d'effectuer des trajets plus longs et dans un espace non

limité. L'étape de détermination de l'unité fonctionnelle dans le cas de l'ACV d'un PSS est donc critique afin de permettre une comparaison équitable entre un PSS et une solution alternative. Selon Kjaer et al. (2016), il s'agit de la principale raison qui rend l'adaptation de l'ACV au PSS difficile. La détermination du rôle de l'unité fonctionnelle est donc l'un des plus grands défis de l'application de l'ACV au PSS.

Une autre difficulté dans l'application de l'ACV au PSS est la détermination des limites du système et la phase d'inventaire de l'ACV. En effet, dans le cas d'un PSS, il y a souvent plus de sources d'impacts et cela complique l'inventaire. De plus, l'infrastructure, considérée comme le montant total des équipements utilisés pour l'exploitation du PSS, doit être prise en compte dans l'ACV d'un PSS (Dal Lago et al., 2017). Pour un service d'autopartage, on peut se demander s'il est nécessaire de se limiter aux impacts liés aux véhicules ou s'il est nécessaire de prendre en compte d'autres sources d'impacts comme les infrastructures ou la consommation énergétique des plateformes web du service. La détermination des limites du système est donc également une étape cruciale, même si elle ne rend pas la méthodologie ACV inadaptée au PSS. Le **Tableau 3** résume les challenges permettant l'adaptation de l'ACV aux PSS.

Tableau 3 Les difficultés à l'adaptation de l'ACV au cas des PSS

Auteurs	Difficultés
(Dal Lago et al., 2017)	<ul style="list-style-type: none"> - Focus sur l'évaluation environnementale des produits unitaires physiques - Absence de lignes directrices et de cadres permettant aux praticiens de l'ACV de mener des évaluations de PSS - Immobilisations incorporelles dans les PSS
(Amaya et al., 2014a)	<ul style="list-style-type: none"> - La phase d'utilisation d'un produit dans un PSS est beaucoup plus complexe que celle d'un produit introduit à travers un business model traditionnel.
(Maussang et al., 2009)	<ul style="list-style-type: none"> - Dans un PSS, le produit sera utilisé plus fréquemment et par plusieurs utilisateurs.
(Corti et al., 2016)	<ul style="list-style-type: none"> - L'absence de procédure pour adapter l'ACV est également due à la multitude d'offres PSS, qui se combinent avec des produits de natures très différentes. - Le développement d'une seule méthode généralisable pour tous les PSS est très complexe.
(Dal Lago et al., 2017)	<ul style="list-style-type: none"> - La détermination des limites du système et de la phase d'inventaire de l'ACV est plus complexe pour un PSS. - L'infrastructure (quantité totale d'équipements utilisés pour faire fonctionner le PSS) doit être prise en compte dans l'ACV d'un PSS.

Malgré les difficultés présentées précédemment pour adapter l'ACV au PSS, cela ne semble pas non plus impossible. Certains auteurs ont tenté le défi de fournir des lignes directrices pour adapter la méthodologie ACV au PSS. L'objectif est de suivre les procédures ISO 14040 et 14044 (2006) et de

déterminer les éléments essentiels de la méthodologie ACV afin de comparer un PSS avec une solution alternative. Ces éléments méthodologiques sont la portée, l'objectif, l'unité fonctionnelle, les limites du système, l'inventaire lié au service, le système de référence PSS et la condition finale (Dal Lago et al., 2017).

A) Portée de l'étude et objectif

Il existe trois portées possibles lorsque l'ACV est appliquée au PSS (Kjaer et al., 2016):

- 1) **Optimisation du PSS.** L'objectif est d'éco-optimiser le PSS (optimiser le PSS d'un point de vue environnemental). L'ACV permet de déterminer les impacts environnementaux du PSS et de voir ce qui peut être amélioré. Dans ce cas, il faut se placer à l'échelle du service pour analyser et éco-optimiser le PSS. Cette analyse permet de tester les différentes configurations possibles du PSS afin de déterminer la configuration optimale d'un point de vue environnemental, tout en respectant les contraintes socio-économiques imposées. Il n'y a pratiquement pas de méthodologie ACV adaptée au PSS à des fins d'optimisation.
- 2) **Comparaison du PSS avec des solutions alternatives.** L'ACV est utilisée pour déterminer les impacts environnementaux de l'utilisation d'un PSS par rapport à une ou plusieurs solutions alternatives qui assurent la même fonction. Dans ce cas, il est souvent nécessaire de se placer à l'échelle de l'utilisateur pour déterminer si l'utilisation du PSS pour un ou plusieurs utilisateurs est bénéfique par rapport à d'autres solutions plus traditionnelles. A cet effet, la définition de l'étape d'unité fonctionnelle est cruciale car elle doit permettre une comparaison équitable entre les deux solutions et doit permettre la prise en compte ou non des effets de rebond liés à l'utilisation du PSS (Dal Lago et al., 2017). Cette portée est la plus fréquente de la littérature. Lindahl et al. (2014) ont présenté dans leur article les avantages économiques et environnementaux de trois PSS par rapport au système de vente classique.
- 3) **Conséquences de la mise en place du PSS.** Pour ce périmètre, l'objectif est de déterminer les évolutions en termes d'impact environnemental, liées à la mise en place d'un PSS. Cette fois, il faut se placer à grande échelle pour étudier les changements induits par l'introduction d'un PSS. L'étude doit se faire par exemple à l'échelle d'une ville, d'une région ou d'un pays. Pour ce dernier périmètre, il est absolument nécessaire de prendre en compte les effets rebond liés à la mise en place du PSS. En effet, il est nécessaire de déterminer ce qui est remplacé par le PSS.

La première étape de la méthodologie ACV « déterminer la portée et les objectifs », est cruciale car elle détermine toute la suite de l'étude. Cette étape permettra de déterminer les limites du système et la précision de l'étude. En fonction du périmètre et de l'objectif de l'ACV, l'unité fonctionnelle et le référentiel ne seront pas définis de la même manière. Par conséquent, si l'on veut comparer un PSS avec une solution alternative, la méthodologie d'ACV ne sera pas la même que si l'on veut optimiser le PSS d'un point de vue environnemental.

B) Système de référence

Dans le cas de la comparaison du PSS avec une solution alternative traditionnelle, le référentiel sera la solution standard puisque le PSS vise à remplacer cette ancienne solution. Dans un but d'optimisation du PSS, le système de référence est le PSS lui-même dans sa configuration initiale. L'idée serait de comparer d'un point de vue environnemental, différentes configurations du PSS pour déterminer la configuration optimale. Enfin, concernant l'étude de l'implantation d'un PSS dans une certaine zone géographique comme une ville par exemple, le référentiel serait la situation de base de cette région avant l'introduction du PSS. L'objectif serait donc de comparer, d'un point de vue environnemental, la situation de référence avec la situation après la mise en place du service pour en déduire les conséquences environnementales à grande échelle. Pour les trois périmètres, il s'agit d'une analyse comparative du cycle de vie.

C) Unité fonctionnelle

Concernant la définition de l'unité fonctionnelle, la tâche est difficile en cas de comparaison car le PSS et la solution alternative n'ont pas exactement la même fonctionnalité et la même qualité. Amaya et al. (2014) ont proposé une approche originale pour établir une évaluation environnementale du PSS en se concentrant sur la phase complexe d'utilisation du PSS. L'objectif de l'ACV est de comparer l'utilisation du PSS avec l'utilisation d'un produit conventionnel. Dans le cas de l'ACV d'un PSS, l'unité fonctionnelle doit décrire la fonctionnalité du service. L'unité fonctionnelle peut être caractérisée grâce aux différents éléments du PSS qui décrivent l'utilisation du service (Amaya et al., 2014). Sachant que la phase d'utilisation d'un PSS est beaucoup plus complexe que dans le cas d'un produit, on peut penser que l'adaptation de l'ACV au cas du PSS nécessite une refonte de l'unité fonctionnelle. Ce dernier serait représenté par une modélisation de la phase d'utilisation du PSS. Dans un but de comparaison, il est essentiel que l'unité fonctionnelle puisse également s'adapter à l'utilisation de la solution alternative à laquelle le PSS est comparé. Dans le cas de la comparaison de l'utilisation d'un service d'autopartage avec l'utilisation d'un véhicule privé, il est nécessaire que l'unité fonctionnelle s'applique à la fois au flux « service » et au flux « véhicule privé », qui serait dans ce cas le flux de référence. Dans le cas général d'un PSS, un modèle décrivant l'utilisation dynamique du service par les utilisateurs pourrait donc

remplacer l'unité fonctionnelle. Avec cette idée, on suppose que la fonction du PSS est décrite par son utilisation par les utilisateurs. Comme l'utilisation des produits au sein d'un PSS est plus complexe que l'utilisation d'un produit privé, l'un des enjeux de l'ACV du PSS sera de modéliser l'utilisation des produits au sein du PSS. Dans cette partie, une revue de la littérature sur l'analyse du cycle de vie appliquée au PSS dans le cas général a été présentée. La prochaine session sera plus spécifique au secteur automobile et à la mobilité.

1.3.3 Analyse de cycle de vie des systèmes produit-service d'autopartage

L'introduction de nouvelles formes de mobilité et surtout de nouveaux usages des véhicules suggère de nouveaux défis concernant l'utilisation de l'ACV dans le secteur automobile. En raison de ces usages innovants de la voiture, il est intéressant de changer de paradigme en passant de la LCA de l'usage exclusif du véhicule par son propriétaire à la LCA du véhicule partagé et des services de mobilité. En effet, un véhicule partagé n'est pas utilisé de la même manière qu'un véhicule privé et l'utilisation d'un service constitué d'une flotte de véhicules est beaucoup plus complexe que l'utilisation d'un seul véhicule par son propriétaire. Dans le cas d'un service d'autopartage free-floating, les infrastructures ont un rôle essentiel au fonctionnement du service et peuvent générer de nouveaux impacts environnementaux. Notamment il y a l'installation des bornes de chargement des véhicules situés dans des hubs qui peuvent être pris en compte dans une approche ACV du service. De plus le déplacement et repositionnement des véhicules par les opérateurs du service engendrent des kilomètres supplémentaires pour les véhicules qui s'ajoutent à ceux des utilisateurs. On peut aussi se demander si les infrastructures digitales qui permettent le fonctionnement du service et qui entraînent des impacts doivent être prises en compte ou non dans le calcul des impacts.

Peu d'articles traitent de l'analyse du cycle de vie des services de mobilité en général ou dans du cas plus précis des services d'autopartage free-floating. Ces services étant inclus dans les PSS orientés utilisation, on retrouve les trois domaines d'application de l'ACV des PSS présentés dans la section précédente. Du point de vue de l'utilisateur, on peut comparer les impacts environnementaux liés à l'utilisation du service d'autopartage avec ceux liés à l'utilisation d'un véhicule privé utilisé exclusivement par l'utilisateur. Ensuite, on pourrait étudier à l'échelle de la ville les conséquences de la mise en place d'un service d'autopartage en termes d'impacts environnementaux. On peut montrer que la mise en place d'un service réduirait le parc automobile de la ville et donc diminuerait les impacts environnementaux. Enfin, il serait également possible de réaliser l'ACV d'un service d'autopartage afin de l'optimiser d'un point de vue environnemental. Pour ce dernier objectif le but de l'analyse de cycle de vie serait de comparer plusieurs

configurations du service afin de déterminer celle qui possède les meilleures performances environnementales.

Les services de mobilité sont présentés comme vertueux pour l'environnement par rapport à un usage privé de la voiture. En effet la mise en place de ces services peut entraîner un report modal de l'usage de la voiture privée vers l'usage de ces services. En utilisant l'analyse de cycle de vie dans un objectif d'étudier les conséquences de la mise en place d'un service sur un territoire ou dans un objectif de comparaison entre l'utilisation d'un service et d'une voiture privée, il est possible de d'étudier les potentiels bénéfiques environnementaux des services de mobilité automobile. Aujourd'hui dans la littérature, la principale application de l'ACV au cas des services d'autopartage permet de démontrer les bénéfices environnementaux et les effets rebonds liés au report modal engendré par la mise en place de ces services (Amatuni et al., 2020; Briceno et al., 2005). Une étude à Pékin a utilisé la méthodologie de l'ACV pour comparer les bénéfices environnementaux de plusieurs types de services d'autopartage (Ding et al., 2019). Il souligne que les différents types de services n'ont pas le même potentiel sur le report modal de l'utilisation de la voiture particulière à l'utilisation de ces services. En ce qui concerne le cas de l'autopartage free-floating, une étude de cas à Bâle (Suisse) a montré que 6% des clients d'autopartage en libre-service réduisent leur possession de véhicules privés (Becker et al., 2018). Les aspects consécutifs de l'analyse de cycle de service d'autopartage seront plutôt analysés dans la section discussion en fin du manuscrit de thèse. Toutes les questions de report modal ou bien d'effets rebonds sont en effet essentiels lorsqu'on s'interroge sur les performances environnementales de ces services. En effet, optimiser le report modal entraîné par la mise en place d'un service d'autopartage est une optimisation environnementale car cela permet de diminuer les impacts environnementaux sur un territoire. Dans cette thèse, on aborde une autre sorte d'optimisation environnementale d'un service d'autopartage free-floating. Ces travaux se concentrent plutôt sur l'utilisation de l'analyse de cycle de vie attributionnelle d'un PSS dans un objectif d'optimisation environnementale du service. L'ACV attributionnelle est majoritairement utilisée dans le cas de produit unitaire tel qu'un véhicule. Dans le cas des services d'autopartage, l'ACV consécutif est plus utilisée si on se réfère à la littérature. Pour conclure, il existe de nombreuses études sur l'analyse des bénéfices environnementaux des services d'autopartage mais à notre connaissance, il y a un manque de recherche sur l'optimisation de ces services basée sur une utilisation de l'analyse de cycle de vie attributionnelle.

1.3.5 Les limites des méthodes actuelles d'écoconception des systèmes produit-service d'autopartage

Dans le cas général des PSS, nous avons vu que l'analyse environnementale des PSS aujourd'hui se concentre à montrer les bénéfices environnementaux que peuvent apporter ces solutions en comparaison aux solutions traditionnelles basées sur la vente de produits grâce à la notion de report modal qui a été introduite précédemment. Cette partie sera plus développée dans le chapitre Discussion. Néanmoins aujourd'hui concernant l'écoconception des PSS et plus particulièrement des services d'autopartage free-floating, il existe un réel manque de recherches sur le sujet.

Concernant l'optimisation environnementale des services de mobilité et notamment des services d'autopartage, il existe très peu d'articles sur ce sujet. Doka & Ziegler (2000) ont présenté dans leur article l'ACV des différents modèles de véhicules d'une flotte d'un service d'autopartage en Suisse. L'objectif était de déterminer quels modèles de véhicules sont les plus adaptés aux services d'autopartage, d'un point de vue environnemental. D'autres articles traitent de l'optimisation des services d'autopartage mais d'un point de vue économique. Ces articles font souvent référence à l'optimisation du repositionnement des véhicules au sein du parc de services (Boyacı et al., 2015; Jorge et al., 2014). Il est également possible de coupler l'analyse du cycle de vie (ACV) avec le coût du cycle de vie (LCC) afin d'analyser un système d'un point de vue à la fois environnemental et économique (Nurhadi et al., 2017). Néanmoins, à notre connaissance, il n'existe pas d'étude sur l'optimisation environnementale intrinsèque d'un PSS qui permet l'optimisation d'éléments du business model, des infrastructures mais aussi des éléments de conception des véhicules utilisés au sein des services d'autopartage.

Dans le cas général des PSS, nous avons vu que le manque de lignes directrices permettant l'adaptation de la méthodologie de l'ACV peut expliquer ce manque d'étude sur l'optimisation environnementale des PSS. En effet, dans le cas de produit unitaire et non de PSS, la combinaison de la méthodologie de l'ACV et d'outils d'optimisation comme notamment les CSP (Constraint Satisfaction Problem) peut déjà permettre d'optimiser les performances environnementales d'un produit (Garcia et al., 2017; Tchertchian et al., 2013). Pour pouvoir adapter cette méthodologie aux cas des PSS, plusieurs verrous existent. L'un des premiers verrous concerne la modélisation du système produit-service. Il est nécessaire de modéliser les différents produits et infrastructures du service en lien avec les impacts environnementaux mais aussi de modéliser l'utilisation du service par les utilisateurs qui permettrait d'établir une unité fonctionnelle nécessaire qui est indispensable pour le calcul des impacts environnementaux du PSS. De plus il est nécessaire que cette modélisation du PSS puisse aussi permettre l'utilisation de méthode d'analyse et d'optimisation. Au-delà du manque de lignes directrices permettant l'adaptation de l'ACV, il existe avant tout un manque de méthode permettant de modéliser un PSS et son utilisation par les utilisateurs qui est une condition nécessaire pour pouvoir discuter d'une analyse de cycle de vie attributionnelle du PSS.

La méthodologie de l'analyse de cycle de vie pourrait permettre l'optimisation d'un PSS d'un point de vue environnemental, cependant il semble aussi nécessaire de prendre en compte l'attractivité du

service. De façon général, l'attractivité d'un produit n'est pas toujours prise en compte dans les méthodologies d'écoconception d'un produit. Néanmoins cela devrait être toujours le cas car si l'on conçoit un produit avec peu d'impacts environnementaux mais qui n'est pas attractif cela n'est pas productif. La diminution des impacts environnementaux d'un produit peut entraîner une baisse de l'attractivité mais cela doit être contrôlé et non préjudiciable à la vente du produit. Cela est encore plus compliqué que cela car aujourd'hui l'empreinte environnementale d'un produit influence aussi l'attractivité du produit. Il est donc nécessaire de pouvoir évaluer l'attractivité d'un produit au moment de son écoconception. Dans le cas de produits il existe déjà des méthodes permettant la prise en compte de la satisfaction des clients dans le processus d'écoconception. Dans le cas des PSS et notamment dans le cas d'un service d'autopartage, il est peut-être encore plus important de prendre en compte l'attractivité dans l'optimisation et l'écoconception du service. En effet nous avons vu que le principal intérêt des PSS est d'entraîner un report modal de l'achat et l'usage de produits privés vers l'utilisation du service. Par conséquent si l'attractivité du service est dégradée en faveur d'une diminution des impacts cela peut diminuer ce report modal. Un PSS attractif aura donc tendance à augmenter le report modal. Dans la partie discussion, au-delà de présenter les études démontrant le report modal et les effets rebonds entraînés par ces services, on se questionnera si la perte d'attractivité liée à la minimisation des impacts directs d'un service d'autopartage grâce à son écoconception peut diminuer le report modal généré par la mise en place du service et donc entraîner une augmentation des impacts environnementaux au global. L'optimisation complémentaire du service à partir de l'ACV attributionnelle et du report modal sera aussi questionnée.

En plus des performances environnementales et de l'attractivité du service, les coûts d'exploitation du service doivent être pris en compte afin de s'assurer de la pérennité du service.

1.4 Problématique et questions de recherche

Cette thèse se consacre donc à l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating à partir d'outils d'optimisation. Il y a deux sortes d'optimisation environnementale d'un PSS. La première serait de maximiser le report modal entraîné par la mise en place du PSS. Cela permettrait en fait d'éviter les impacts liés à l'achat et l'usage de produits privés. Dans ce cas, il ne s'agit pas d'une écoconception du service. Dans le chapitre discussion, on se demandera comment peut-on analyser et maximiser les impacts environnementaux évités liés au report modal. Cette optimisation environnementale du service est une optimisation « indirecte ». Le deuxième moyen de diminuer les impacts d'un service d'autopartage est de minimiser les impacts environnementaux liés directement au service. Grâce à une adaptation de la méthodologie d'analyse de cycle de vie attributionnelle, il est possible d'optimiser le

service afin de réduire ses impacts et de déterminer la configuration optimale du service. On peut parler dans ce cas d'optimisation environnementale « directe ». Cette optimisation peut permettre l'écoconception du service qui présente un double intérêt. Elle peut permettre tout d'abord une réduction directe des impacts du service complémentaire à la réduction indirecte des impacts liée au report modal. Une écoconception d'un service d'autopartage peut présenter également un intérêt pour les fournisseurs de services. Dans un contexte de concurrence entre plusieurs PSS d'autopartage free-floating, un service avec des impacts minimisés peut être un argument de vente à la fois lors d'appel d'offre de métropole pour la mise en place d'un service. Cela peut permettre aussi d'augmenter l'attractivité des services B2C car les clients sont de plus en plus sensibles à l'empreinte écologique des produits et des services qu'ils achètent. Dans le cas de flottes d'entreprises et donc de services B2B, cela peut être aussi un argument de vente car les entreprises sont aussi sensibles à leurs émissions et notamment à leur bilan carbone.

L'objectif de cette thèse est de pouvoir aider l'écosystème d'entreprise d'un service d'autopartage free-floating à la prise de décision pour l'optimisation environnementale et l'écoconception du service. La problématique générale est donc la suivante :

Comment aider un écosystème d'entreprise d'un service d'autopartage free-floating à la prise de décision pour l'écoconception du service ?

On parle d'écosystème d'entreprise car l'optimisation ou bien l'écoconception d'un tel service concerne à la fois les concepteurs des véhicules, les business developer du service ainsi que l'exploitant du service. Dans cette thèse, on abordera les notions d'analyse environnementale et d'optimisation environnementale du service. Pour l'analyse environnementale, seuls les impacts environnementaux pour une configuration du service sont évalués. Il n'y a pas d'optimisation. Concernant l'optimisation environnementale, l'objectif sera de déterminer la configuration optimale du service qui permet de minimiser les impacts environnementaux. Dans les deux cas, il sera possible de déterminer des leviers d'écoconception qui permettront l'aide à la décision.

Trois questions de recherche sont issues de cette problématique :

Question de recherche 1

Comment établir une modélisation d'un système produit-service d'autopartage free-floating dans un objectif d'analyse et d'optimisation environnementale du service?

Question de recherche 2

Quels sont les leviers d'écoconception d'un service d'autopartage free-floating ?

Question de recherche 3

En quoi la prise en compte de l'attractivité commerciale et des coûts d'exploitation modifie l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating?

1.4.1 Comment établir une modélisation d'un système produit-service d'autopartage free-floating dans un objectif d'analyse et d'optimisation environnementale du service?

Afin de pouvoir adapter l'analyse de cycle de vie au cas du PSS d'autopartage free-floating à des fins d'analyse ou optimisation environnementale, il est nécessaire d'établir une modélisation du PSS et de son usage. Dans le cas des PSS, cette modélisation est complexe car il n'y a pas qu'un seul produit à modéliser mais un ensemble de produits qui sont utilisés par les utilisateurs du service. La modélisation du système doit permettre l'adaptation de l'analyse de cycle de vie au cas du PSS. Elle doit donc notamment inclure les éléments d'une unité fonctionnelle qui servira de référence pour le calcul des impacts environnementaux. Ces potentiels d'impacts environnementaux doivent être obtenus à partir d'un système d'équations reliant l'ensemble des paramètres du système. De plus, il y a les infrastructures qui peuvent ou doivent être prise en compte dans la modélisation. En effet les infrastructures permettant le fonctionnement d'un PSS et dans le cas d'application d'un service d'autopartage peuvent engendrer des impacts supplémentaires non négligeables. La détermination des frontières du système est donc un élément clé. Au moment d'établir ces frontières, il faut aussi choisir l'échelle de modélisation qui reflète le degré de précision de la modélisation. Selon la volonté d'analyser ou d'optimiser les performances environnementales d'un service, l'échelle de modélisation pourrait être différente. A partir d'une modélisation à l'échelle macro du système, on peut se demander quels sont les sous-systèmes à ajouter pour permettre une optimisation environnementale du PSS. Enfin si l'on souhaite prendre en compte l'attractivité du service et les coûts d'exploitation du service dans un processus d'optimisation on peut aussi se demander quels sont les éléments à inclure dans la modélisation. En effet à partir des besoins clients, il est possible d'identifier des éléments du service à inclure dans la modélisation qui pourrait être source d'autres impacts environnementaux. De même à partir des coûts d'exploitation du service il est possible de faire évoluer la modélisation du système complet.

1.4.2 Quels sont les leviers d'écoconception d'un service d'autopartage free-floating ?

A partir de la modélisation du système complet et du paramétrage associé, il est nécessaire de déterminer les leviers d'écoconception du service. Selon les frontières du système et l'échelle de modélisation les paramètres du système ne sont pas les mêmes et donc les leviers d'écoconception identifiés seront

différents. De plus, selon qu'il s'agit d'une analyse environnementale ou bien d'une optimisation environnementale, les leviers ne seront pas identifiés de la même manière. Le but d'une analyse environnementale est de déterminer l'influence des différents paramètres du service sur les impacts environnementaux. Le but d'une optimisation environnementale du service est déterminer les valeurs optimales des paramètres du service afin de minimiser les impacts environnementaux. Dans les deux cas des leviers d'écoconception peuvent être identifiés. Dans cette thèse, des méthodes seront proposés pour les déterminer et pour savoir comment les actionner. Ces résultats permettront de fournir une aide à la décision pour l'écoconception d'un PSS d'autopartage free-floating.

1.4.3 En quoi la prise en compte de l'attractivité commerciale et des coûts d'exploitation modifie l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating?

La prise en compte de l'attractivité et des coûts d'exploitation d'un PSS dans l'optimisation environnementale est nécessaire afin d'assurer la pérennité du service. En effet, un service qui ne satisfait pas ces clients ne fonctionnera pas. En sachant que les bénéfices environnementaux d'un PSS orienté utilisation sont liés au report modal de l'achat et de l'utilisation de produits privés vers l'utilisation du service, il est primordial que le service soit attractif. De même, une minimisation des impacts qui engendrerait des coûts d'exploitation trop conséquents n'est pas viable. Malheureusement, la minimisation des impacts environnementaux d'un produit ou d'un service ne va pas toujours dans le même sens qu'une amélioration de l'attractivité et une diminution des coûts d'exploitation. On peut donc naturellement penser que la prise en compte de la satisfaction des clients d'un PSS d'autopartage free-floating ainsi que des coûts d'exploitation du service peuvent influencer l'écoconception du service. Tout d'abord, on peut se demander comment cette prise en compte pourrait faire évoluer la modélisation du système. En effet l'optimisation environnementale du service se base sur la modélisation du système et donc si la modélisation évolue cela pourrait influencer cette optimisation. Cela se recoupe avec la première question de recherche au niveau de la modélisation du système. Afin de répondre à cette question de recherche, on se demandera dans un premier temps sous quelle forme il est possible d'intégrer l'attractivité du service et les coûts d'exploitation du service dans l'optimisation environnementale. Ensuite, il sera nécessaire de voir comment l'écoconception du service évolue en comparaison d'une optimisation uniquement environnementale.

1.4.4 Synthèse

Cette thèse propose une démarche d'écoconception d'un service d'autopartage free-floating permettant d'aider les business developer, les concepteurs de véhicules et les opérateurs de services à la prise de

décision. Cette démarche repose sur l'adaptation de la méthodologie de l'analyse de cycle de vie attributionnelle couplée avec des outils d'analyse et d'optimisation. Pour cela, une grande partie des travaux consiste à déterminer la modélisation du système et son évolution selon l'objectif de recherche. En effet selon s'il s'agit d'une analyse ou bien d'une optimisation environnementale, la modélisation ne sera pas la même. De même si on inclue la prise en compte de l'attractivité ou (et) des coûts d'exploitation du service cette modélisation pourrait aussi évoluer. Grâce à ce travail de modélisation, il sera nécessaire de déterminer quels sont les différents leviers d'écoconception du service et comment les actionner. C'est cela qui permettra d'aider les différents décideurs de l'écosystème du service à la prise de décision pour l'optimisation environnementale et l'écoconception du service. Enfin afin de les aider à assurer la pérennité de leur service, il faut pouvoir leur proposer une démarche prenant en compte la satisfaction des clients et les coûts d'exploitation de leur service. Une démarche qui minimiserait seulement les impacts environnementaux sans se soucier de ces aspects serait inutile. Pour autant, leur prise en compte influence l'écoconception du service. Afin de pouvoir répondre à la problématique générale et aux trois questions de recherche associées, des hypothèses seront posées. Dans le chapitre suivant la méthodologie générale ainsi que les différentes hypothèses associées aux questions de recherche seront présentées.

La démarche proposée dans cette thèse est appliquée au cas d'un service d'autopartage free-floating mais pourrait s'appliquer à d'autres types de PSS. On peut donc se demander comment cette démarche peut se généraliser à l'ensemble des PSS ou du moins s'appliquer à un autre type de PSS. Il s'agit d'un des perspectives de cette thèse.

CHAPITRE 2. Proposition d'une méthodologie générale

2.1 Analyse de la littérature

Afin de répondre à la problématique générale et aux trois questions de recherche associées, des hypothèses sous la forme d'approches, de méthodologies, d'outils ont été posées. Ces hypothèses ont déjà pu être utilisées dans la recherche scientifique et ont déjà montré leur efficacité pour répondre à d'autres questions de recherche. Dans la section suivante, chaque hypothèse sera associée à une ou plusieurs questions de recherche.

Les différentes hypothèses utilisées dans cette thèse sont les suivantes :

- Modélisation par approche Bottom-up
- Modélisation par approche Top-down
- Utilisation des plans d'expérience
- Enquête de terrain : entretiens individuels avec des business developer d'un service d'autopartage free-floating
- Utilisation des CSP
- Adaptation méthode ACV au cas d'un PSS
- Utilisation matrice QFDE
- Enquête de terrain : Questionnaire Kano (couplé à la matrice QFDE)

2.1.1 Modélisation par approche Bottom-up et Top-down

Afin d'effectuer une modélisation du système produit-service d'autopartage free-floating, plusieurs approches et méthodes ont été utilisées. Parmi celles-ci les approches bottom-up et top down ont été utilisées. Ces approches sont souvent utilisées de manière séparée ou combinée lorsqu'il s'agit de modélisation.

Dans une démarche intellectuelle bottom-up, il peut s'agir d'une synthèse où l'on part du détail, du « bas », c'est-à-dire l'échelon le plus fin, pour consolider progressivement et opérer une synthèse. Dans le cas de notre modélisation, cette approche est légèrement différente. L'objectif est de partir d'une typologie de différents services d'autopartage free-floating pour arriver à la modélisation d'un service type qui englobe l'ensemble des services étudiés dans la typologie. Cela a pour avantage de faciliter l'analyse environnementale. En effet avec cette approche, on peut obtenir une modélisation à l'échelle macro du système qui englobe différents modèles de services d'autopartage. Dans cette thèse, ce processus a été

utilisé afin d'obtenir la première modélisation du service. En couplant cette approche avec l'adaptation de la méthodologie de l'ACV, l'objectif est de pouvoir réaliser une analyse environnementale du service.

Dans une démarche top-down, il peut s'agir d'une analyse (descendante) où, partant de l'ensemble, on décompose en éléments toujours plus détaillés, pour déboucher sur une « mise à plat », une « dissection totale », un état des lieux de l'objet étudié. Dans le cas de notre modélisation, l'objectif était de partir de la modélisation à l'échelle macro du PSS d'autopartage free-floating qui englobait plusieurs modèles de service pour arriver à une modélisation plus détaillée correspondant à un modèle spécifique de service d'autopartage free-floating électrique. Pour cela une enquête de terrain basée sur des entretiens individuels avec des business developer d'un service d'autopartage free-floating a été réalisée. Cette enquête de terrain a permis de :

- Déterminer les sous-systèmes à modéliser ;
- Mieux comprendre et modéliser le fonctionnement des infrastructures de recharge des véhicules ;
- Identifier les principaux coûts d'exploitation et réaliser un modèle de coûts ;

Lors de la prise en compte de la satisfaction des clients dans l'optimisation environnementale du service, la modélisation du système a évolué une nouvelle fois par l'introduction de nouveaux éléments liés aux besoins clients. Cette évolution du modèle complet a fait évoluer le modèle de coûts vers une deuxième version.

2.1.2 Plans d'expériences

Les plans d'expériences (DOE) permettent d'analyser simultanément les effets de variables d'entrée (facteurs) sur une variable de sortie (réponse). Un plan d'expériences est une suite d'essais organisée à l'avance de manière à déterminer en un minimum d'essais et avec un maximum de précision l'influence de multiples paramètres sur une ou plusieurs réponses. Dans la première modélisation à l'échelle macro du système, l'objectif était de déterminer l'influence des paramètres du système sur les impacts environnementaux du service. Pour cela, la méthode des plans d'expériences a été retenue comme hypothèse. Avec un nombre de paramètres relativement important, cette méthode permet d'obtenir de résultats avec un nombre de simulations réduit. Dans la thèse, un plan d'expérience factoriel réduit a été choisi.

Les étapes de la réalisation du plan d'expérience sont les suivantes :

1. Formalisation du problème
2. Sélection des paramètres et de leurs modalités (niveau de variations des paramètres)
3. Construction du plan en fonction des tables de Taguchi
4. Réalisation des essais
5. Analyse des résultats

La **Figure 19** affiche le plan de Taguchi L8 (2^7) (répertoire orthogonal). L8 signifie 8 essais. 2^7 signifie 7 facteurs ayant chacun 2 niveaux. Si le plan factoriel complet était utilisé, il y aurait $2^7 = 128$ essais. Le répertoire L8 (2^7) requiert uniquement 8 essais, soit uniquement une fraction du plan factoriel complet. Ce répertoire est orthogonal ; les niveaux des facteurs sont également pondérés dans la totalité du plan. Les colonnes du tableau représentent les facteurs de contrôle, ses lignes représentent les essais (combinaison de niveaux de facteurs) et chaque cellule du tableau représente le niveau de facteur pour cet essai.

	A	B	C	D	E	F	G
1	1	1	1	1	1	1	1
2	1	1	1	2	2	2	2
3	1	2	2	1	1	2	2
4	1	2	2	2	2	1	1
5	2	1	2	1	2	1	2
6	2	1	2	2	1	2	1
7	2	2	1	1	2	2	1
8	2	2	1	2	1	1	2

Plan de Taguchi L8 (2^7)

Figure 19 Plan de Taguchi L8 (2^7)

Dans le cas de la modélisation à l'échelle macro du système qui englobe plusieurs modèles de services, le but n'est pas de rechercher une configuration optimale du service mais plutôt de déterminer l'influence de ces paramètres macro sur les différents indicateurs environnementaux de l'étude. Dans ce cas, l'utilisation des plans d'expériences semble être une hypothèse permettant de déterminer l'influence de ces paramètres sur les impacts et donc de pouvoir déterminer les premiers leviers d'écoconception d'un PSS d'autopartage free-floating.

2.1.3 Utilisation des CSP

Les CSP (constraint satisfaction problem) font partie des outils d'optimisation.

Un CSP (Tsang, 1993) est défini par un triplet (X, D, C) tel que :

- $X = \{x_1, x_2, x_3, \dots, x_n\}$ est un ensemble fini de variables, que nous appelons variables de contrainte, n étant le nombre entier de variables du problème à résoudre.
- $D = \{D_1, D_2, D_3, \dots, D_n\}$ est un ensemble fini de domaines de valeurs variables de X tels que :

$$\forall i \in \{1, \dots, n\}, x_i \in D_i$$

- $C = \{c_1, c_2, c_3, \dots, c_p\}$ est un ensemble fini de contraintes, p étant un nombre entier quelconque représentant le nombre de contraintes du problème

$$\forall i \in \{1, \dots, p\}, \exists X_i \subseteq X / c_i(X_i)$$

Chaque contrainte c_i restreint les valeurs que les variables $\{x_1, \dots, x_n\}$ peuvent prendre simultanément.

Résoudre un CSP avec un objectif d'optimisation consiste à affecter une valeur pour chaque variable du problème en satisfaisant toutes les contraintes et en minimisant (ou optimisant) une variable définie.

L'utilisation combinée des CSP et l'analyse de cycle de vie est très efficace dans un objectif d'écoconception d'un produit. La combinaison des deux méthodologies a déjà été étudiée dans la littérature. Pour éco-concevoir une navette maritime à propulsion hybride, Tchertchian et al. (2016) utilisent l'ACV pour trouver la configuration optimale parmi toutes les configurations de sous-système possibles. Garcia et al. (2017) proposent une nouvelle approche pour évaluer et améliorer la performance environnementale globale des batteries électriques pour les véhicules hybrides utilisant l'ACV associée à des CSP.

La modélisation à l'échelle micro du PSS d'autopartage spécifique obtenue grâce à l'approche Top-down s'adapte à une modélisation par contraintes et donc à l'utilisation des CSP et de leur résolution avec optimisation. En comparaison à l'utilisation des plans d'expérience, cette méthode permet de déterminer un optimal. Dans le cas de la thèse, il est possible d'obtenir des configurations optimales du service minimisant les impacts environnementaux. Grâce à ce processus d'optimisation, l'objectif est de déterminer de nouveaux leviers d'écoconception d'un service d'autopartage.

2.1.4 Adaptation méthodologie ACV au cas des PSS

La méthodologie de l'analyse de cycle de vie est déjà utilisée dans l'industrie automobile dans le cas de véhicule unitaire. Cela permet notamment de comparer les performances environnementales d'un véhicule avec son successeur. Aujourd'hui, l'ACV ne permet pas d'éco-concevoir directement les véhicules car elles sont réalisées en aval de la conception mais permettent de dégager des pistes d'amélioration pour la conception des prochains modèles. Cette méthode permet de calculer les impacts d'un véhicule sur son cycle de vie. L'utilisation des véhicules au sein des services est différente que dans le cas de l'utilisation d'un véhicule privé mais la méthodologie de l'ACV du véhicule reste une bonne base pour calculer les impacts des véhicules dans le service. En effet hormis les impacts liés aux infrastructures, les impacts du service correspondent aux impacts liés directement aux véhicules du service. En déterminant une unité fonctionnelle pour le cas du PSS d'autopartage free-floating il est possible de proposer une adaptation de l'ACV du véhicule unitaire au cas du service. Les éléments de l'unité fonctionnelle et toutes les hypothèses permettant l'adaptation doivent bien être énoncées.

2.1.5 Quality function deployment for environment (QFDE)

La méthodologie QFDE a été développée en incorporant des aspects environnementaux (exigences environnementales et spécifications d'ingénierie environnementale) dans la démarche QFD classique pour gérer simultanément les exigences de qualité environnementale et traditionnelle des produits (K. Masui et al., 2001). Une matrice QFD est un outil d'aide à la décision dans la conception de produits ou de services. Cette matrice permet de représenter les caractéristiques et paramètres critiques pour le client (attentes, besoin du marché, désirs des futurs utilisateurs) recensés lors d'enquêtes marketing ou d'étalonnage (benchmarking) par exemple, et de coupler aux différentes solutions envisagées. La **Figure 20** montre le schéma simplifié d'une matrice QFD. L'avantage de l'approche QFDE est donc la prise en compte simultanée des facteurs de conception conventionnels et des aspects environnementaux au stade de la conception (Masui et al., 2008). Cette méthode permet d'identifier des stratégies d'amélioration en écoconception (Bereketli et Erol Genevois, 2013). L'approche QFDE est le plus souvent utilisée pour l'écoconception des produits, mais elle peut également être appliquée aux PSS (Peruzzini et al., 2014). L'utilisation de cette méthode a deux objectifs dans cette thèse. Cette matrice permettra dans un premier temps de traduire les exigences des clients en paramètres système qui seront ensuite introduits dans la modélisation. C'est de cette manière que la modélisation évolue par la prise en compte de la satisfaction des clients. Ensuite à partir de cette matrice, une méthode de création d'un indicateur d'attractivité sera proposée et intégré dans l'utilisation des CSP pour l'optimisation environnementale du service.

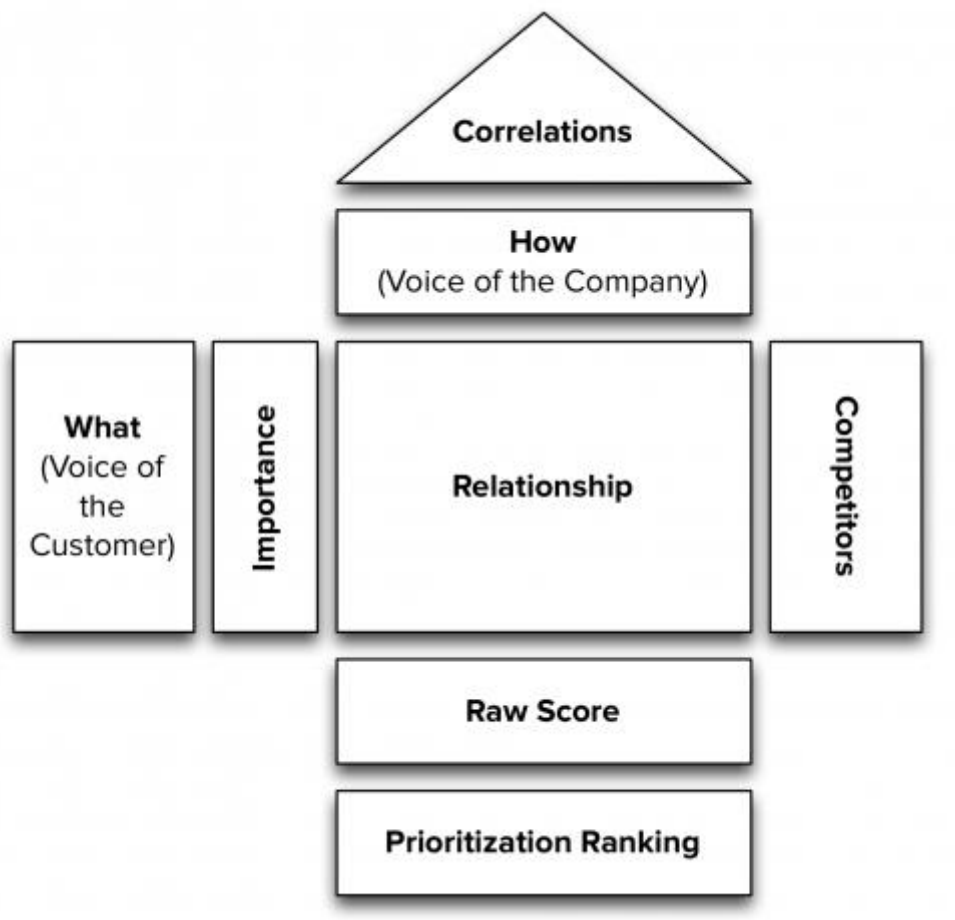


Figure 20 Matrice QFDE

2.1.6 Modèle Kano

Le déploiement de fonctions de qualité (QFD) peut aider à recueillir les besoins des clients et à les relier à la conception du produit. Cependant, comprendre avec précision les besoins des clients est un défi pour l'analyse QFD traditionnelle, et pour cette raison, le modèle de satisfaction client de Kano est associé à QFD dans la littérature.(Sireli et al., 2007). Pour créer la matrice QFD, il est important d'identifier les besoins des clients du service et de quantifier l'importance qu'ils accordent à ces différentes attentes. En général, cela peut être fait à l'aide de données basées sur une enquête terrain auprès des clients ou potentiels clients. Pour cette enquête de terrain, un questionnaire suivant le modèle Kano peut être utilisé. Le modèle Kano est basé sur le principe qu'une fonction / caractéristique du produit / service qui conduit à la satisfaction du client ne conduit pas nécessairement à l'insatisfaction du client si cette fonction / caractéristique est absente (KANO, 1984). La **Figure 21** illustre ce concept.

Le principe Kano est désormais considéré comme le moyen le plus précis de déterminer l'importance d'un besoin client (Tontini, 2007).

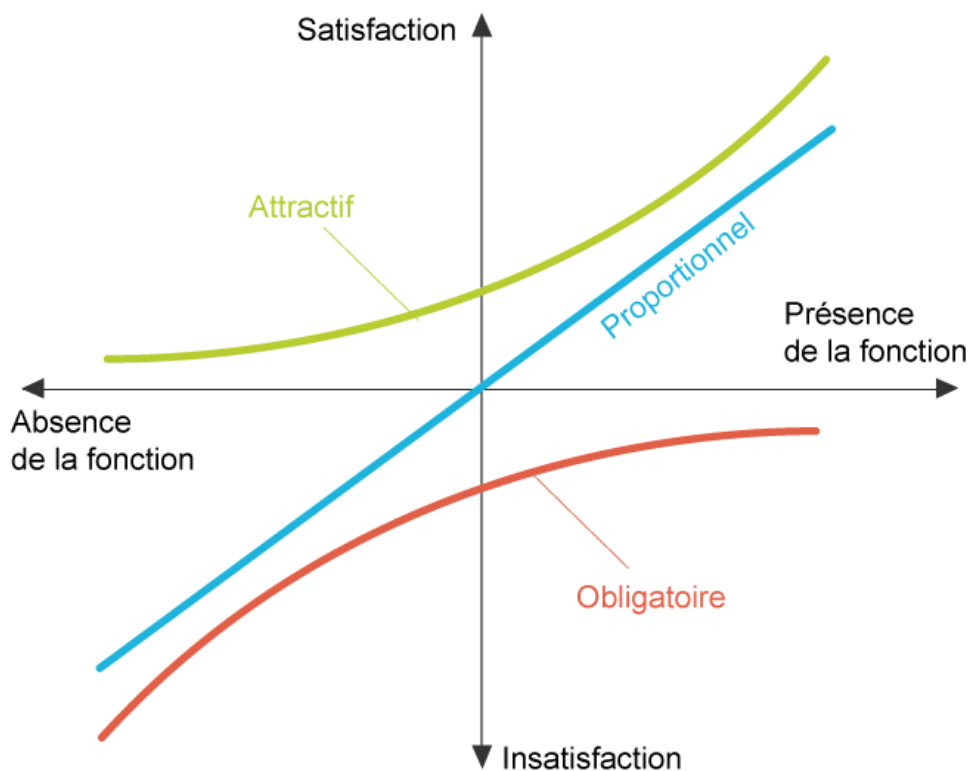


Figure 21 Illustration du principe Kano

L'intégration du modèle Kano se fait grâce à la diffusion d'un questionnaire. Pour effectuer une enquête Kano, il est nécessaire de répertorier les exigences des clients (besoins clients). Ensuite, pour chaque exigence, l'objectif est de tester à la fois les formes positives et négatives de la question, en essayant de capturer la perception qu'un répondant a de la caractéristique. Pour chaque besoin, il faut donc deux questions comme on peut voir sur l'exemple de la **Figure 22**. Les paires de questions permettent de valider le ressenti des clients si une fonctionnalité était présente ou absente dans le produit ou service. La collecte des réponses de forme positive et négative de chaque répondant permet d'utiliser le tableau d'évaluation Kano de la **Figure 23**. Dans cette thèse, l'association de la QFDE et d'un questionnaire basé sur le modèle Kano est choisie afin de prendre en compte la satisfaction des clients dans l'optimisation environnementale du service d'autopartage free-floating.

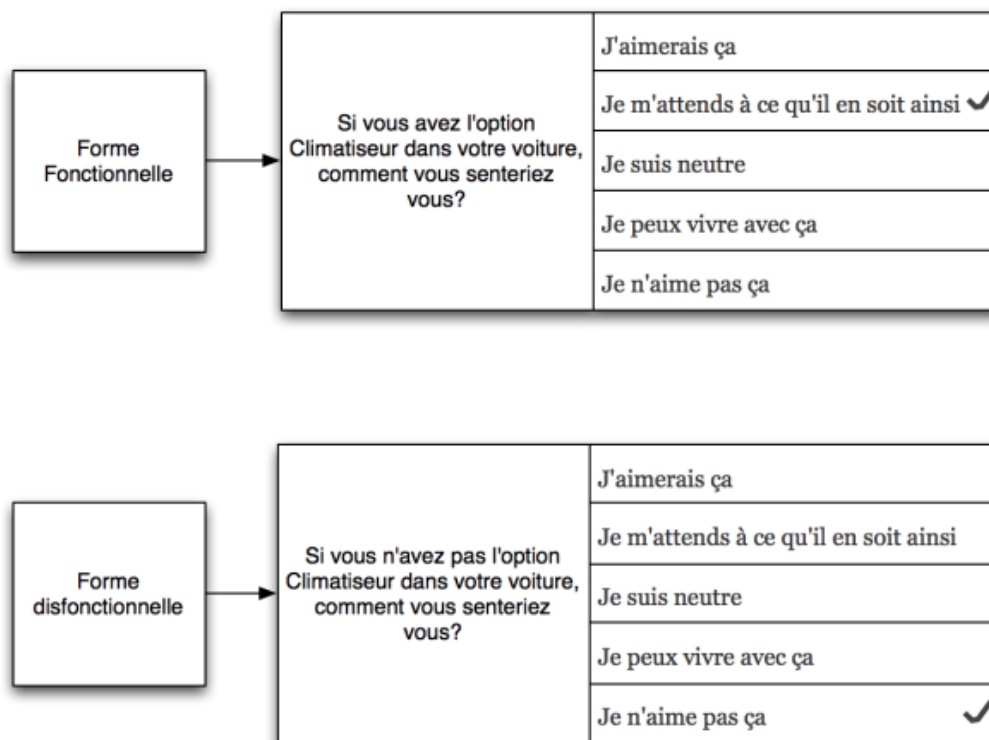


Figure 22 Exemple d'une paire de questions suivant le modèle Kano

CUSTOMER REQUIREMENTS		NEGATIVE				
		Like	Must-be	Neutral	Live with	Dislike
POSITIVE	Like	Q	E	E	E	L
	Must-be	R	I	I	I	M
	Neutral	R	I	I	I	M
	Live with	R	I	I	I	M
	Dislike	R	R	R	R	Q

Figure 23 Enquête Kano - Tableau d'évaluation

2.2 Méthodologie générale

Cette thèse est une thèse par articles. Le cœur de la thèse est composé de trois articles dans lesquels nous tentons de répondre aux trois questions de recherche. Dans le **Tableau 4**, on retrouve pour chaque article (ligne) les hypothèses posées permettant de répondre à la question de recherche associée (colonne). En conclusion du manuscrit, on retrouvera ce même tableau avec les résultats et réponses apportées grâce

à chaque hypothèse. On retrouve donc dans ce tableau les différentes hypothèses présentées dans la section précédente.

Tableau 4 Hypothèses de recherche par question de recherche et par article

	Q1 Modélisation du système	Q2 Identification des leviers d'écoconception	Q3 Prise en compte de l'attractivité commerciale et des coûts d'exploitation
Article 1 Prioritisation of modelling parameters of a car sharing system	Approche bottom-up (échelle macro) (typologie des services d'autopartage) Adaptation Méthodologie ACV véhicule	Plans d'expérience Méthode ACV (adaptée)	X
Article 2 Impact of the business model on the eco-design of a free-floating electric car-sharing service	Approche top-down (échelle micro) Enquête de terrain (entretiens business developer de services)	CSP Méthode ACV (adaptée)	Création et intégration d'un indicateur de coûts (entretiens opérateurs service) CSP (l'indicateur de coûts comme objectif de minimisation)
Article 3 Integration of a Customer Satisfaction indicator in the environmental optimization of a free-floating car-sharing service based on the QFDE method	Enquête de terrain (questionnaire Kano sur les attentes clients) Matrice QFDE	CSP Méthode ACV (adaptée)	Création et intégration d'un indicateur d'attractivité (QFDE) CSP (le score d'attractivité comme contrainte)

Dans le premier article, les deux premières questions de recherche uniquement seront abordées. En effet, les aspects liés aux coûts et à l'attractivité apparaissent à partir du deuxième article. Cet article se concentre notamment sur la modélisation du système. Dans le deuxième et troisième article, la modélisation évolue mais les bases de celle-ci demeurent celles du premier article. Notamment, la proposition d'adaptation de la méthodologie de l'analyse de cycle de vie d'un véhicule au cas du PSS est présentée dans ce premier article puis est réutilisée dans les articles suivants. Grâce à une approche bottom-up une modélisation à l'échelle macro est établie avec huit paramètres variables. En utilisant un

plan d'expérience, les huit paramètres seront hiérarchisés selon leur influence sur plusieurs indicateurs environnementaux.

Dans le deuxième article, les trois questions de recherche sont abordées. La modélisation établie dans le premier article évolue grâce à l'approche Top-down. Cela permet d'introduire des sous-systèmes spécifiques au cas d'un service free-floating électrique. Les sous-systèmes infrastructures et bloc batterie sont notamment introduits avec des nouveaux paramètres comme la vitesse de rechargement des véhicules ainsi que la capacité des batteries. On arrive donc à une modélisation de niveau 2 plus précis et plus adapté à un outil d'optimisation qui permet de dimensionner le service afin de minimiser les indicateurs environnementaux. Les CSP qui sont adaptés à cette modélisation sous contraintes sont choisis comme outil d'optimisation. Dans cet article, un premier modèle de coûts est développé. Les coûts pris en compte sont seulement ceux associés aux variables du système avec les informations obtenus grâce aux entretiens individuels avec les business developer du service d'autopartage free-floating. Notamment dans cet article, on considère seulement la masse de la batterie variable concernant le modèle de véhicule. La masse de la caisse est considérée constante. On fait l'hypothèse de ne pas en compte que les coûts liés à la batterie pour les véhicules. Le reste des coûts est lié aux infrastructures. Grâce à l'utilisation des CSP, il est possible de minimiser individuellement les indicateurs environnementaux et l'indicateur de coûts. En analysant les résultats, l'objectif est de déterminer de nouveaux leviers d'écoconception.

Dans le troisième et dernier article, les trois questions de recherche sont abordées. La modélisation établie dans l'article 2 évolue encore à cause de la prise en compte de l'attractivité. En effet, lors de la construction de la matrice QFD, de nouveaux paramètres liés aux besoins clients apparaissent et doivent être inclus dans la modélisation. Cela une première modification du modèle du PSS. En effet les paramètres introduits peuvent changer le système d'équations reliant l'ensemble des paramètres pour le calcul des impacts environnementaux. De plus l'introduction de ces nouveaux paramètres fait aussi évoluer le modèle de coûts qui avait été développé pour l'article 2. Notamment avec la prise en compte de la satisfaction des clients, la masse de la caisse du véhicules (hors batterie) est devenue une variable du système. Tout d'abord les impacts environnementaux dépendent fortement de cette masse. Il a été nécessaire de modifier le système d'équations global. De plus, de nouveaux coûts ont été introduits en fonction de cette masse. Dans cet article, on obtient donc un modèle de coûts permettant de traduire les coûts d'exploitation plus proche de la réalité. Il est important de préciser que ce modèle peut encore évoluer, le but étant de se rapprocher des coûts réels. En utilisant un matrice QFDE combinée aux résultats d'un questionnaire basé sur le modèle Kano, un indicateur de satisfaction clients est développé sous la forme d'un score d'attractivité. Tout comme dans l'article 2, grâce à l'utilisation des CSP, il est possible de minimiser les indicateurs environnementaux et l'indicateur de coûts. La prise en compte de l'attractivité se fait grâce à l'intégration d'un score minimal d'attractivité dans la résolution des CSP

pour la minimisation des impacts environnementaux. Grâce aux résultats, il est possible de déterminer de nouveaux leviers d'écoconception et comment les déclencher.

Sur la Figure 25, la méthodologie générale de la thèse est présentée. Les formes circulaires correspondent aux éléments des questions de recherche et les formes rectangulaires aux hypothèses présentées précédemment. Il existe trois versions de la modélisation du système. En effet, cette modélisation a évolué deux fois au cours de la thèse. La première modélisation correspond à un service d'autopartage B2C (générique). La deuxième correspond à un service d'autopartage free-floating. La prise en compte des coûts et de l'attractivité modifie la modélisation du système et entraîne donc une nouvelle évolution de la modélisation vers la troisième version. A chaque version de modélisation, il y a également un processus d'identification des leviers d'écoconception grâce à l'utilisation des plans d'expérience ou des CSP. Cette démarche générale a été appliquée au cas d'un PSS d'autopartage free-floating mais pourrait se généraliser pour d'autres types de PSS orientés utilisation. Cette problématique sera abordée dans les chapitres discussion et perspectives de la thèse.

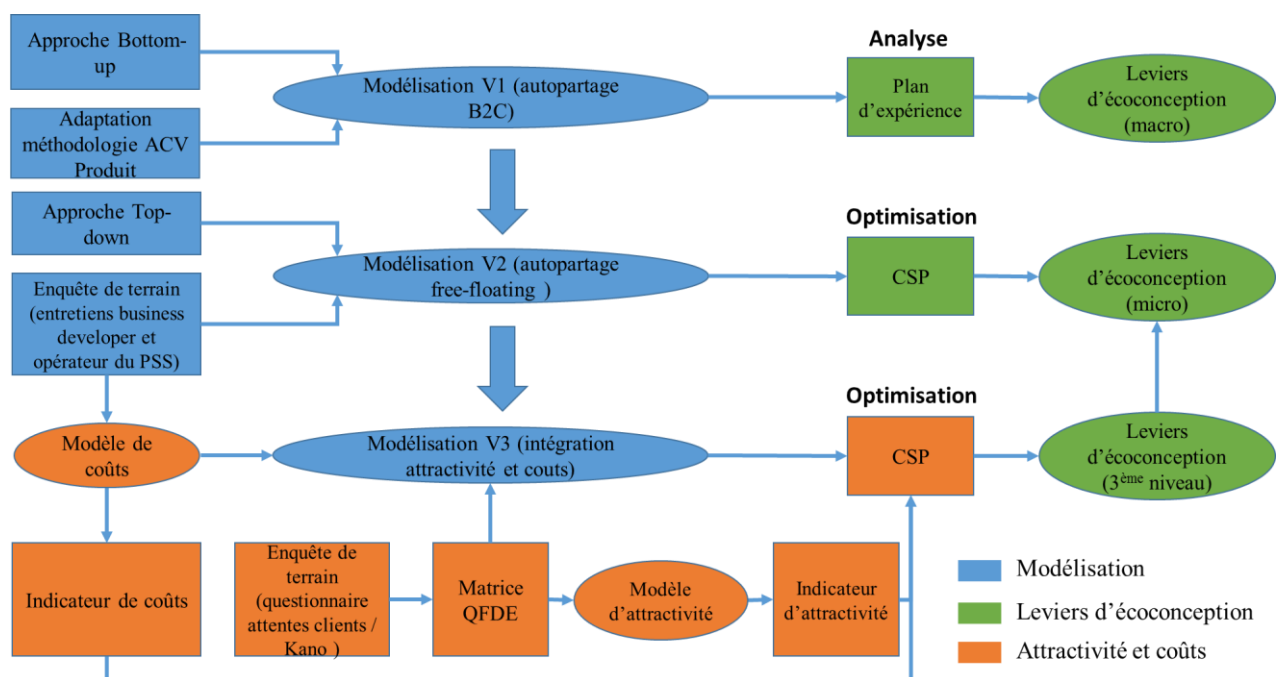


Figure 24 Schéma de la méthodologie générale

A partir de ce schéma (Figure 24), on peut donc identifier trois étapes dans cette démarche correspondant à chaque niveau de modélisation. Cette démarche a donc pu être développée dans le cas d'un service d'autopartage free-floating au fil des trois articles présentés dans cette thèse. Sur le schéma de la Figure 25, on retrouve les parties traitées dans chacun des articles.

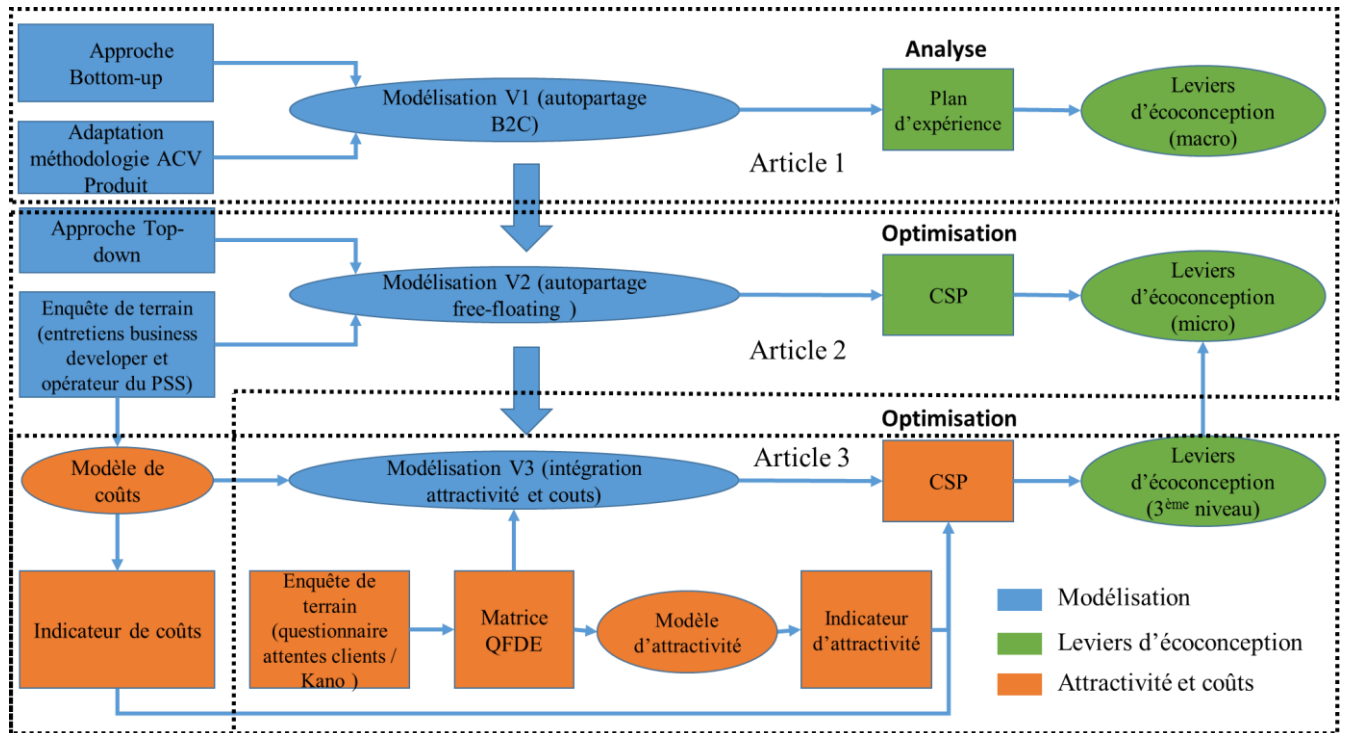


Figure 25 Schéma de la méthodologie générale (avec découpage par article)

Les trois prochains chapitres de la thèse correspondent donc aux trois articles.

CHAPITRE 3. ARTICLE 1: Prioritisation of modelling parameters of a free-floating car-sharing system according to their sensitivity to the environmental impacts

Abstract :

Relying on life cycle assessment (LCA) to evaluate product-service systems (PSSs), and more specifically car sharing systems, involves many challenges. Car sharing services include free-floating car sharing, which enables users to take and leave vehicles anytime and anywhere within a limited service area. This paper proposes a model of a free-floating electric car sharing system in which eight parameters that influence environmental impacts may be identified. Among these parameters are the rate of use of the vehicles, standard trip representative of the service's actual use, vehicle model used within the service, and electric mix used to charge the vehicles. Adapting the life cycle assessment methodology to the studied system makes it possible to link the studied parameters to the indicator values of the service's environmental impact. The environmental indicators considered are global warming potential (GWP), photochemical oxidation potential (POCP), eutrophication potential (EP), and abiotic resource depletion potential (ADP). As a result, by using a design of experiments, it is possible to prioritise the eight system parameters according to their influence on the four environmental impact indicators. More specifically, the experiment demonstrates that the electricity mix has a major influence on the GWP and POCP indicators. With regard to the ADP indicator, the vehicle model used in the service is the most influential parameter by far. The use rate and trip type parameters have significant effects on the four environmental indicators. Finally, the experiment also shows that the results heavily rely on the study's methodological choices.

Keywords: Free-floating car sharing; product-service system; life cycle assessment; modelling.

Tableau 5 List of main parameters

Parameters	Units
Study period T	Years (or minutes)
Trip demand (number of type-trip made) N	No unit
Standard trip time t	Minutes
Standard trip distance d	Kilometres
Use rate τ	%
Number of vehicles in service (during T) n	No unit
Distance traveled by one vehicle (during T) D	Kilometres
Allocation coefficient α	%

3.1 Introduction

The automotive industry is undergoing a revolution. Tackling the energy transition, appropriating technological advances to increase their competitiveness and the attractiveness of their products, and having to anticipate new uses for them, car manufacturers must adapt quickly (Delhi, 2016). Among the new uses of vehicles are innovative mobility services, such as car sharing and carpooling (Kamargianni et al., 2016). With the arrival of these new services, most car manufacturers are responding by offering their own mobility services (Gao et al., 2016). One of the most common is car sharing. There are several types of car sharing, including the B2C (business-to-consumer) free-floating car sharing that is currently being developed in large cities (Becker et al., 2017).

The environmental performance of automotive vehicles is gradually becoming a design criterion for manufacturers. More specifically, current regulations call for exhaust emission thresholds that must not be exceeded under financial penalties for carbon dioxide emissions (Regulation, 2009) or a market ban (Parliament & Union, 2007). It seems likely that these regulations will eventually apply over the entire life cycle of products (Manfredi et al., 2012) and even organisations themselves (Pelletier et al., 2012). Also, customers are increasingly sensitive to issues related to global warming and the environment in general. It is legitimate to think that it will soon become essential to also analyse and optimise the environmental performances of new mobility solutions through a life cycle approach, as is essential today for the use of personal vehicles. Car manufacturers will have to stand out from the competition by offering services with the best possible environmental performances. While these different services are often presented as virtuous for the environment (Katzev, 2003), few studies have undertaken their environmental analysis. This is mainly due to a lack of methods and tools to analyse the environmental performances of the services. Indeed, methodologies such as life cycle assessment in compliance with ISO 14040 standards (Finkbeiner et al., 2006) are not directly applicable to these product-service systems (PSSs) or car-sharing services (Doualle et al., 2015). It is, therefore, necessary to develop methodologies to analyse and optimise these services from an environmental perspective. To our knowledge, there are only a few studies in the literature that attempt to demonstrate the environmental benefits of new mobility solutions as compared to traditional solutions such as private vehicle use (Luna et al., 2020). Concerning the environmental analysis and quantification of the impacts of these services, there is a real gap that this paper seeks to address.

This paper presents an original approach to modelling a free-floating car sharing system to which a life cycle assessment methodology was adapted. System parameters are based on this modelling. By adapting the LCA methodology, these parameters may be linked to the output values of environmental indicators. Four environmental indicators are considered: global warming potential (GWP),

photochemical oxidation potential (POCP), eutrophication potential (EP), and abiotic depletion potential (ADP). These are the four environmental indicators most commonly observed by automotive manufacturers (Garcia et al., 2015). GWP is an indicator that aims to group under a single value the added effect of all the substances contributing to the increase in the greenhouse effect. Conventionally, we are limited for the moment to direct greenhouse gases (GHGs), that is to say, the six gases (CO₂, CH₄, N₂O, CFC, HFC, SF₆) taken into account in the Kyoto protocol. This indicator is expressed in “CO₂ equivalent” because, by definition, the greenhouse effect attributed to CO₂ is set at 1 and that of other substances relative to CO₂. POCP is one indicator of the possible contribution of an organic compound to the formation of ground-level ozone; EP indicator represents the modification and degradation of an aquatic environment linked to an excessive supply of nutrients, in particular nitrogen and phosphorus. Finally, ADP refers to the measure of the use of non-renewable sources for energy production.

In the literature, there are few studies on the environmental assessment of PSS. The objective of this paper is to propose a modeling of a car-sharing PSS allowing an environmental assessment based on the traditional methodology of vehicle LCA. Thanks to this modelling, it will be possible to prioritise the identified system parameters according to their influence on the environmental impact indicators of the service by using a design of experiments. The results obtained can help in decision-making to design the business model of a car-sharing service to minimize these environmental impacts.

3.2 Background

3.2.1 Free-floating car sharing product-service system

Car sharing is part of the product-service systems (PSSs) in automotive mobility category. The concept of PSS is neither new nor exclusive to the automotive sector. For the past two decades, many authors have tackled PSSs, and there are several definitions in the literature. Mont (2002) explains that a PSS should be defined as a system of products, services, networks, and supporting infrastructure designed to be competitive, meet customer needs, and have less environmental impact than traditional business models. In contrast to traditional business models based primarily on selling products to customers, a PSS focuses on offering a *function* to the customer and, more specifically, a combination of products and services to meet customer needs (Goedkoop, 1999). Three types of PSSs encompass all PSS offerings (Tukker, 2004):

- Product-oriented services where ownership of the tangible product is transferred to the consumer;
- Usage-oriented services where ownership of the physical product is retained by the service provider, which sells the functions of the product through modified distribution and payment systems, such as sharing, pooling, and leasing;
- Results-based services in which products are replaced by services. As a result, there is no pre-determined product comparable to the first two types of PSSs.

The article focuses mainly on user-oriented services and car-sharing services in particular. Car sharing is a vehicle rental model in which people rent cars for short periods, often on a time basis (Katzev, 2003). Today, there are different business models for car-sharing services. Among these models, free-floating car-sharing services are mainly found in large metropolises with high population density. This type of service does not operate charging stations (for services with electric vehicles). The business model enables users to take and leave (mainly electric) vehicles anywhere in a given (and limited) area through a smartphone application. Operators take care of moving the vehicles to charge and reposition them in strategic locations. This paper focuses exclusively on B2C car sharing in a free-floating service. **Tableau 6** *Free-floating car sharing characteristics* below shows the main characteristics of this type of car sharing based on a benchmark of free-floating car-sharing services.

Tableau 6 Free-floating car sharing characteristics

Criterion	Definition	B2C free-floating service
Service deployment area	The area in which the service is usable	Limited area (city)
Trip type	Characteristics of a trip representative of the real use of the service	- One way - Simple and uniform use of the service: urban and peri-urban use
Location of available vehicles	Places where vehicles can be found	Spread over the service deployment area
Composition of the fleet	Types of vehicles available	Usually only one electric vehicle model
Vehicle use rate	The ratio of the use duration of the same vehicle by service users over the total duration	Between 8 and 15%
Vehicles renewal	Duration or maximum distance travelled by vehicles in service before replacement	Based on the service business model
Infrastructure	Elements that enable the service to operate (other than vehicles)	No charging stations/charging station for electric vehicles in hangars by operators/digital infrastructure (website and smartphone app)

3.2.2 Environmental benefits of car-sharing services

The development of car-sharing is aimed at reducing environmental impacts and reducing the number of cars on the road. Numerous studies have been carried out to analyze the environmental benefits of these alternative car mobility solutions. First of all, car-sharing could reduce the number of motorized vehicles in a city's or country's vehicle fleet (Martin et al., 2010). A study showed that in the Netherlands, car sharers own 30% fewer cars and drive 15% to 20% fewer car kilometres than prior to car-sharing (Nijland & van Meerkerk, 2017b). This study shows also that the shared car mostly replaces a second or third car. Rydén and Morin (2005) estimate that a vehicle in service is 17% more efficient than a private vehicle. Despite all these benefits, Briceno et al. (2005) stressed the importance of taking into account the rebound effects of car-sharing. Indeed, the savings achieved through carpooling can lead to new household expenditures that may be linked to new environmental impacts. A study in Beijing used the methodology of cycle LCA to compare the environmental benefits of several types of car-sharing services (Ding et al., 2019). It highlights that the different types of services do not have the same potential on the modal shift from the use of private cars to the use of these services. Regarding the case of free-floating car-sharing, a case study in Basel (Switzerland) showed that 6% of free-floating car-sharing customers reduce their ownership of private vehicles (Becker et al., 2018). To conclude, there are many studies on the analysis of the environmental benefits of car-sharing services but to our knowledge, there is a lack of research about the intrinsic environmental analysis or optimization of these services.

3.2.3 LCA: from private vehicle to car sharing PSS

Life cycle assessment (LCA) is widely used in industry to evaluate the environmental impacts of a product throughout its life cycle. The ISO 14040 and ISO 14044 standards (Finkbeiner et al., 2006) describe the essential characteristics of LCA and good practices to conduct this type of study and provide a methodological framework to conduct a product LCA. Many vehicle manufacturers use LCA to compare a vehicle model and its successor from an environmental perspective (Mayyas et al., 2012). The stages in a vehicle's life cycle considered here are manufacturing, logistics, use, maintenance, and end of life. The life cycle assessment provides an overview of the impacts of vehicles throughout their life cycle. Before they began using this method, car manufacturers only focused on emissions during the use phase of vehicles. In this phase, the electric vehicle seems ideal because it releases zero emissions (Hawkins et al., 2013). However, the LCA methodology reveals that the manufacturing phase has a high impact due to the extraction of the rare metals required to build the vehicles' batteries and permanent

magnet motor (Speirs et al., 2014). Also, the electricity production phase when electric vehicles charge can have a significant impact depending on the country in which the electricity is produced (Faria et al., 2013). Today, most car manufacturers have mastered the life cycle assessment applied to vehicles. The method has been adapted to private vehicles used exclusively by their owners. For example, a functional unit used by some car manufacturers to conduct an LCA of a car is the *transportation of people and goods over a distance of 150 000 kilometres over 10 years* (Nordelöf et al., 2014).

The introduction of new forms of mobility and, above all, new uses of vehicles, suggests new challenges for the use of LCA in the automotive sector. Indeed, a shared vehicle is not used in the same way as a private vehicle, and the use of a service consisting of a fleet of vehicles is much more complex than the use of a single-vehicle by its owner. These innovative uses make it interesting to change the paradigm from the LCA of a private vehicle to the LCA of a shared vehicle and car-sharing services. Few articles in the literature explore LCA applied to PSSs and even fewer consider LCA for PSSs for automotive mobility. It is relevant to ask whether this methodology, in compliance with ISO 14040 and ISO 14044 standards, is adaptable to the case of PSSs. According to the authors who have studied the question, many challenges complicate the use of LCA for PSS and therefore for car-sharing services (Tableau 7).

Tableau 7 Challenges when adapting LCA to PSSs (literature review)

Authors	Challenges to adapt LCA to PSSs
<i>(Dal Lago et al., 2017)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Focus on the environmental assessment of physical unit products - Lack of guidelines and frameworks for stroke practitioners to conduct PSS assessments - Intangible assets in PSSs
<i>(Amaya et al., 2014a)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - The use phase of a product in a PSS is much more complex than that of a product introduced through a standard economic model.
<i>(Maussang et al., 2009)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - In a PSS, the product will be used more frequently and by several users.
<i>(Corti et al., 2016)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - The lack of a general PSS LCA procedure is also due to the multitude of PSS offers, which are combined with products of very different natures. - The development of a single generalizable method for all PSSs is very complex.
<i>(Dal Lago et al., 2017)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Determining system boundaries and the inventory phase of the LCA is more complex for a PSS. - The infrastructure (total amount of equipment used to operate the PSS) must be taken into account in the LCA of a PSS.

Despite the challenges presented above, some authors have attempted to provide guidelines to adapt stroke methodology to PSS. Kjaer et al. (2016) explain that LCA may be applied to a PSS in three relevant fields of application: (1) analysis and optimisation of a PSS; (2) comparison of a PSS and alternative solution; and (3) analysis of the consequences of implementing a PSS. The main challenges

are the determination of the reference system, functional unit, and system boundaries (Dal Lago et al., 2017; Kjaer et al., 2016).

To our knowledge, there is a real lack of LCA methodologies to analyze the environmental performances of car-sharing services and support the ecodesign of these services. In this article, the LCA methodology as it is currently applied by the automotive industry will be adapted to the free-floating car-sharing system using several assumptions and conventions that are presented in the following paragraphs.

3.3 Modelling and methodologies

3.3.1 System boundaries

In this paper, the studied business model is the free-floating car sharing service presented earlier. **Figure 26** is a map of the system and its constituting elements.

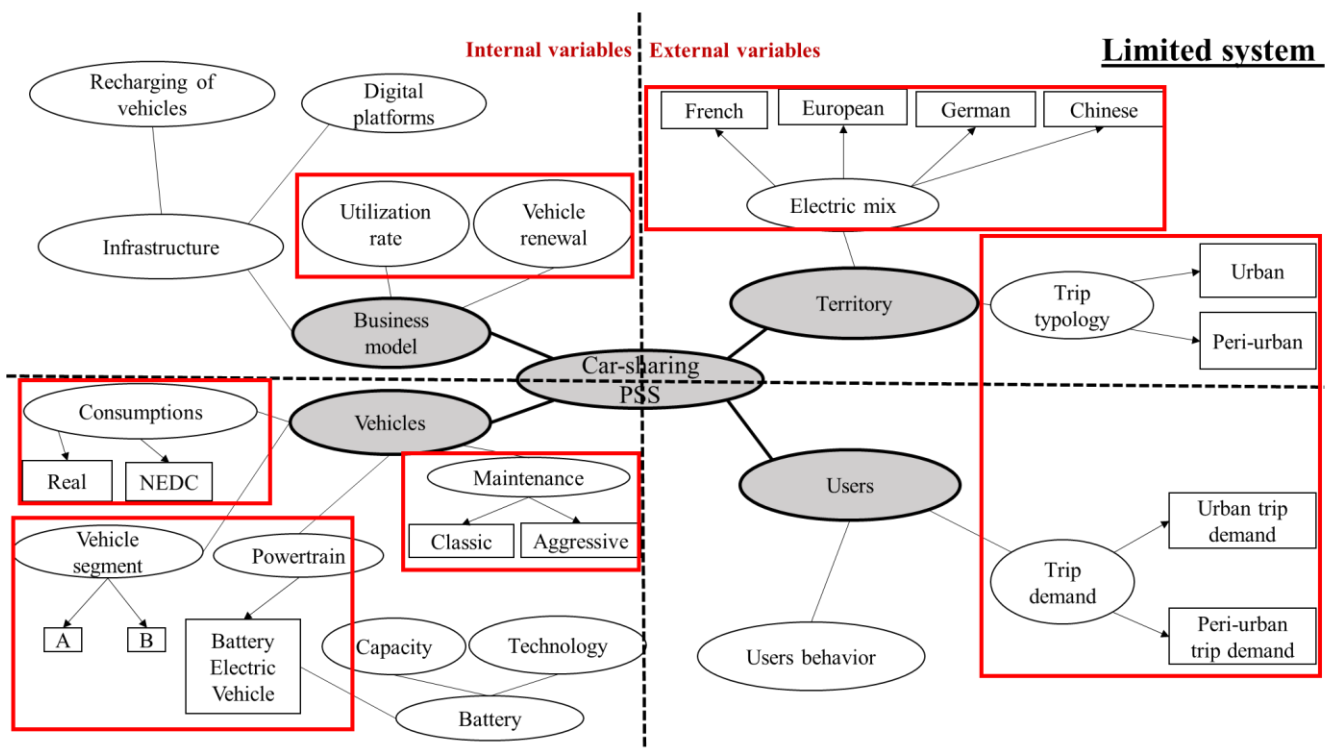


Figure 26 Representation of the complete system

The complete system is divided into four sub-systems: territory, users, business model, and vehicles.

- In the business model subsystem, three elements related to profitability have been identified: vehicle use rate, maximum distance of vehicles in the service, and service infrastructure.

- A vehicle's use rate is defined as the ratio of the duration of use of the same vehicle by service users over the total duration (duration of use of the vehicle by users + duration of immobilisation of the vehicle + duration of use of the vehicle by service operators).
 - The vehicle-renewal is related to the maximum distance a vehicle can travel in service over the study period. This constraint is linked to vehicle-renewal to maintain the attractiveness of the service by offering vehicles that are in good condition.
 - Two types of infrastructure are identified in this business model: infrastructure related to the charging of electric vehicles and digital platforms that enable the service to operate. The traditional solution to charge vehicles in free-floating services consists of moving the electric vehicles (by service operators) to a shed to charge them at charging stations and then placing them back on the road in strategic locations. In this study, we consider that the impacts linked to platforms are negligible compared to the impacts of vehicles. Also, it is considered that the movement of vehicles for recharging is included in the use of vehicles.
-
- In the vehicle subsystem, there are powertrains and vehicle segments (generally categorized by vehicle size or use). Concerning the vehicle segments, only segment A or B vehicles are considered. Segment B includes multi-purpose city cars (or sub-compact cars) while segment A includes small city cars. Only predefined models of electric vehicles are considered in this study. Parameters related to the dimensioning of the vehicle battery pack are therefore not included. This subsystem also includes the type of maintenance applied to the vehicles (conventional or aggressive) as well as the type of consumption values assigned to the vehicles: NEDC (« New European Driving Cycle », 2020) or real.
 - In the territory subsystem, four different electrical mixes may be used to charge the electric vehicles. There is also a route typology. Free-floating car-sharing services are set up on territories where trip types are essentially city (urban) or road (peri-urban) trips.
 - Finally, in the "users" subsystem, the elements represented are user travel demand and user behavior. The influence of user behavior (the type of driving or use of heating or cooling) on the impacts of the service is not studied here.

The mapping (Figure 27) illustrates the eight remaining blocks shown in Figure 29.

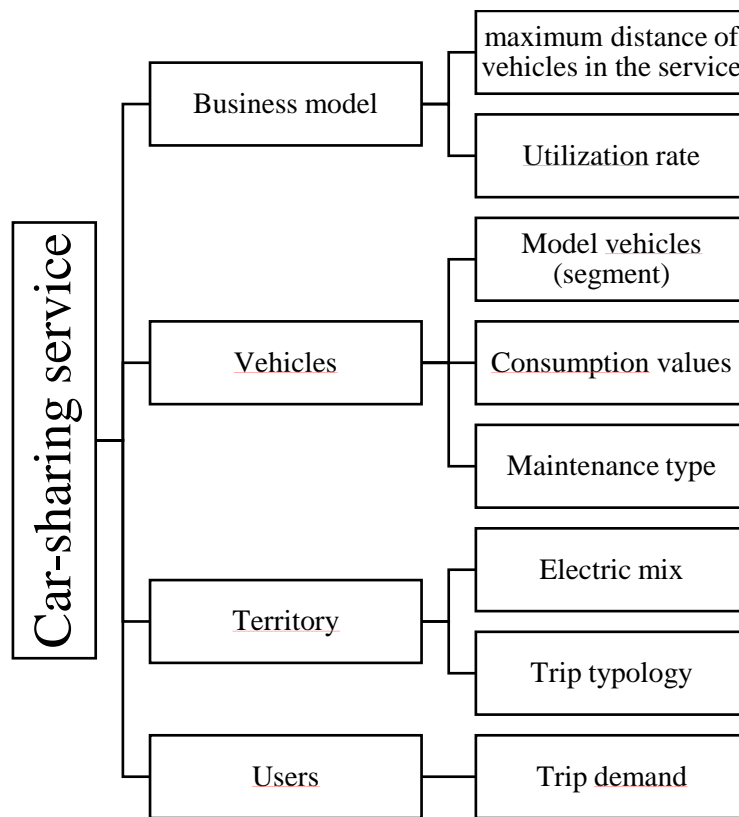


Figure 27 Identification of the main system elements

3.2 Modelling assumptions

To carry out the experimentation to study the influence of system parameters on the environmental impacts, it was necessary to model the system and identify the system parameters to be analysed. In this session, the LCA methodology adapted to the system will make it possible to establish the relationships between the parameters and environmental indicators chosen for the study. To model the different system blocks, simplifying hypotheses were used:

- Study duration T is the time during which the service is used. The objective of the environmental assessment is to study the impacts of the service on duration T . This duration is imposed as an input. In our study, we consider $T = 2$ years.
- The use of the service is modelled based on the completion of a single standard trip (type-trip): an urban standard trip or a peri-urban standard trip. It is assumed that all the trips are made within the limited service area without considering the spatial distribution of the trips in this area.

- The standard urban trip is considered to be an 8-km (d) urban trip completed in 20 min (t), and the standard peri-urban trip is a 25-km (d) road trip completed in 20 min (t).
- The number of trip requests (associated with the urban type-trip or peri-urban type-trip) over study period T by service users is imposed as an input. The number of trip requests is considered to be equal to the number of trips made N . The temporal distribution of trips is not taken into account. Only the total value of trips made N over time T is used.
- The service fleet consists of one vehicle model only.
- The homogeneous use of the vehicles in the fleet is considered, meaning that each vehicle in the fleet has the same usage data over the study period. The use rate of fleet τ is, therefore, the same as that of all the vehicles in the fleet. It is assumed that this use rate is between 5 and 15%, which is representative of the actual use of a free-floating car-sharing service. Equation 1 is used to calculate the rate of use of the service τ :

$$\tau = \frac{N \cdot t}{n \cdot T} \quad (1)$$

N : the number of standard trips made during the study period T

t : the duration of the standard trip

n : the number of service vehicles used during study period T

- Two types of maintenance are considered: standard maintenance (replacement of parts according to the maintenance logbook for conventional use of a vehicle) and aggressive maintenance for which 10% is added to the impact value associated with vehicle maintenance compared to conventional maintenance.
- We consider four electric mixes: French, European, German, and Chinese.
- Two electric vehicle models will be tested: a low-end A-segment vehicle and a high-end B-segment vehicle.
- Two types of vehicle consumption values will be used as input data: actual consumption values and consumption values obtained on a mixed NEDC cycle.
- The maximum distance that each vehicle can travel in the service is defined. This distance is necessarily lower than the theoretical end-of-life distance of the vehicles. It is considered that this maximum distance varies between 100 000 and 200 000 km.

From these modelling hypotheses, nine parameters are obtained: eight associated with the eight blocks of the system and duration of the study. These parameters are associated with value ranges or discrete values depending on the type of parameter (**Tableau 8**).

Tableau 8 Modelling parameters

Parameters	Options
Standard type	Urban / peri-urban
Trip demand	Constant (imposed as input)
Vehicle model	Electric segment B/ electric segment A
Use rate (%)	[5;15]
Maximum distance of service vehicles (km)	[100 000; 200 000]
Electric mix	French / European / German/ Chinese
Maintenance type	Standard / Aggressive
Type of consumption values	Actual / NEDC
Study period	2 years (imposed as input)

3.3.3 Adapted LCA methodology: assumptions and conventions

In the automotive industry, life cycle assessment is used to evaluate the environmental impacts of vehicles throughout their life cycles. In this article, we present a model to calculate the environmental impacts of a car-sharing service over a specific study period. The aim of adapting the LCA methodology to the car-sharing system is to obtain the mathematical relationships between the system parameters and output environmental impact indicators.

Four environmental indicators are considered: global warming potential (GWP), photochemical oxidation potential (POCP), eutrophication potential (EP), and abiotic depletion potential (ADP). The model seeks to calculate the values of these indicators for a free-floating car-sharing service over a defined study period for an input-imposed trip demand. Below are the assumptions and conventions used to calculate the environmental impacts of the service over the study period.

- The impacts of the service are limited to the impacts of the service vehicles since the infrastructure is considered to be beyond the scope of the study.
- The impacts of service vehicles over the study period correspond to the sum of the impacts throughout the vehicle's life cycle phases: manufacturing, maintenance, in-service use, and end of life (for each indicator).
- The impact of vehicle use is directly related to the use of service vehicles during the study period (for the N trips). It is equal to the sum of the well-to-tank and tank-to-wheel impact (Edwards et al., 2011) related to the use of service vehicles. The tank-to-wheel (TtW) impact corresponds to the exhaust emissions after fuel combustion, and the well-to-tank (WtT) impact corresponds to the impacts of fuel (or electricity) production to power the vehicle. The value of the distance travelled by the service vehicles over the two years and consumption values of the vehicles make it possible to calculate these impacts.
- Impacts related to out-of-service use of vehicles (outside the study period) are not attributed to the impacts of service over the study period.
- The impacts related to the maintenance of the service vehicles are proportional to the distance travelled by the service vehicles. The value of the impact of the conventional maintenance of a vehicle (one value per vehicle model) that travels 150 000 km over 10 years (results of Groupe PSA life cycle assessment) was used as input data.
- A theoretical distance travelled by each vehicle model is also defined for the duration of its operation (before it is considered to be out of use). In the study, the distance is defined as 200 000 km for all vehicle models.
- The manufacturing and end-of-life impacts of vehicles are attributed to the service on a linear basis according to the distance travelled by the service vehicles. The purpose is to calculate only the impacts of the service, and thus the vehicles, during the study period. While a vehicle may be used outside the study period, it is considered that it was designed in part for the service during the study period. It is for this reason that part of the manufacturing and end-of-life

impacts are directly allocated to the service. The allocation is carried out by introducing the allocation coefficient α . This coefficient is defined by the percentage of the service vehicle's manufacturing and end-of-life impacts allocated to the service from the vehicle's initial use as part of the service. This coefficient is only used in the initial condition (Equation 2) to determine the vehicle manufacturing (and end-of-life) impact value allocated to the service according to the distance travelled by the vehicle. The remainder of the impacts (manufacturing and end-of-life) are attributed to the service linearly based on the distance travelled in the service. It is, therefore, logical to consider that 100% of the manufacturing and end-of-life impacts are attributed to the service if the vehicle travels 200 000 km in service (i.e. if the vehicle is only used in service during its total operating life (Equation 4)). It is assumed that the allocation coefficient varies between 0.25 and 0.75. The subjective choice of this coefficient justifies its wide range. For example, if the coefficient is equal to 0.25, this means that 25% of the manufacturing and end-of-life impacts of the vehicles are attributed to the service from their initial use. This choice corresponds to the case in which the vehicles are considered to have not been exclusively designed for the service. A relatively long after-service use is projected for vehicles in this case. For an allocation coefficient value of 0.75, it is considered that the vehicles were designed specifically for use in a car-sharing service. Equations 2 and 3 (below) are the boundary conditions for the vehicle manufacturing impact value allocated to the service. These two conditions are therefore sufficient to determine the expression of the impact value (Equation 4) as a function of vehicle distance (travelled at the end of the study period), as this is an affine function (based on the above assumptions).

$$I(D = 0+) = n \cdot \alpha \cdot I1 \quad (2)$$

$$I(D = 200\ 000) = n \cdot I1 \quad (3)$$

$$I(D) = \left[\frac{(1 - \alpha)}{200\ 000} \cdot n \cdot D + n \cdot \alpha \right] \cdot I1 \quad (4)$$

I: Impact of fleet vehicle manufacturing attributed to service (or end of life)

α : Allocation coefficient

n: Number of vehicles in the service fleet

D: Distance traveled per vehicle at the end of the study period (two years)

I1: Vehicle manufacturing impact (or end of life) as input data

- The impact values of electric vehicles for the manufacturing, end-of-life, and maintenance stages are obtained using ADEME (French environmental agency) data (Warburg et al., 2013) for the segment A vehicle, and Groupe PSA life cycle assessment databases using Gabi software (<http://www.gabi-software.com/>, 2017) for the segment B vehicle. In the experiment, the real consumption values and NEDC cycle values of the Groupe PSA vehicles are also used.

3.4 Design of experiments

3.4.1 Identification of system parameters (factors)

By adapting the LCA methodology to the system, two new parameters are introduced: the allocation coefficient α and theoretical end-of-life distance of vehicles. These two parameters are in addition to the nine parameters derived from the system modelling, thus yielding eleven modelling parameters, three of which are fixed parameters. As input data, a study duration of two years and a fixed trip demand over this duration are imposed. It is also assumed that the distance travelled by the vehicles (regardless of model) at the end of their life cycles is 200 000 km. Regarding the allocation coefficient, it is assumed that its value varies between 0.25 and 0.75. The influence of the eight parameters on the environmental impact indicators of the service remains to be studied: rate of use of the vehicles, standard trip (type-trip) as part of the service, electric mix used to recharge the vehicles, type of maintenance, type of electric consumption values of the vehicles, vehicle model, maximum distance travelled by the vehicles in the service and impact allocation coefficient.

Based on a configuration of these parameters (combination of eight values of these parameters), the model presented here makes it possible to obtain a value for the studied environmental indicator and, therefore, a value for each of the four environmental indicators considered in the study. The design of experiments method (Kuehl & Kuehl, 2000) was used to understand the influence of the system parameters on the different environmental indicators, thus making it possible to rank the system parameters with a reduced number of tests (simulations).

3.4.2 Choice of factor levels and design of experiments

Firstly, concerning the choice of design of experiments, it would be possible to carry out a complete factorial experimental design for which the responses (indicator values) are calculated for all factor level combinations. However, with eight factors at two levels, this would require 2^8 simulations (i.e. 256 tests) for each of the four studied environmental indicators. This is why it is preferable to use Taguchi's design of experiments (R. K. Roy, 2001), which reduces the number of simulations to be carried out with sufficient robustness. Using XLSTAT software (XLSTAT | Logiciel Statistique pour Excel, n.d.), we

were able to use the L32 (2⁸) design of experiments to perform only 32 simulations (tests) to study the effects of factors on the value of an environmental indicator. The same design of experiments (Appendix 1) is used for each indicator. The model was built so that there is no interaction between the eight parameters which justifies the choice of this orthogonal experimental design. For each simulation (32 in total per indicator), the model was used to calculate the value of each indicator for the parameter configuration. A total of 128 values (32 x 4 environmental indicators) are therefore filled to start the analysis of the design of experiments for each indicator.

In a second step, it is essential to choose the two levels of each factor to correctly prioritise the eight factors according to their influence on the values of the environmental indicators with a reduced number of tests. To obtain the two levels of a factor, it is necessary to choose the two values of the range of variation (possible values) of the factor for which the difference between the two calculated indicator values (associated with the two values of the factor) is the widest.

In the case of discrete parameters with only two possible values, there is no other option than to take both values as factor levels. This is the case for three types of factors: type of trip, type of consumption values, and type of maintenance. Similarly, two electric vehicle models belonging to two different segments are studied and will therefore consist of the two levels of the vehicle model factor. For the continuous parameters of our study (i.e., use rate, allocation coefficient, and maximum distance travelled by the vehicles in service), the choice of levels consists of taking the limits of the ranges of variation. Indeed, verifying that the four service impact indicators are monotonic functions of these three parameters is a simple task. The impacts are minimised by taking the maximum values of the use rate and maximum distance (of vehicles in service) and the minimum value of the allocation coefficient. This justifies the choice of levels for these three factors. The choice of levels for the electricity mix factor is based on carbon intensity: of the four, the electricity mix with the least impact is the French mix, while the mix with the highest carbon footprint is the Chinese mix, which still heavily relies on coal (Ou et al., 2010). The two levels for this factor are therefore the French mix and the Chinese mix. In the end, two levels per factor could be retained in this phase of the experimental design. They are set out in **Tableau 9** below.

Tableau 9 Identification of factor levels

Factors (parameters)			Level 1	Level 2
Standard	type	(discrete	Peri-urban	Urban
parameter)				
Vehicle	model	(discrete	Electric segment B	Electric segment A
parameter)				

Use rate (%)	5	15
Maximum distance of service vehicles (km)	100 000	200 000
Allocation coefficient (%)	0.25	0.75
Electric mix (discrete parameter)	Chinese	French
Maintenance type (discrete parameter)	Aggressive	Classic
Consumption values type (discrete parameter)	NEDC	Actual

3.5 Results

The order of the levels of the eight factors detailed in Table 8 is used to present the results. To study the influence, calculations of averages over balanced (i.e. orthogonal) sets of results are used. This is the notion of effect. The effect of a factor associated with a level is defined by the arithmetic difference between the mean of the indicator values associated with the factor level in question (mean of 16 values for this design of experiments) and the overall mean calculated from all the indicator values of the design of experiments (mean of the 32 values of the design). The values of the effects of the two levels of a parameter are therefore symmetrical, making it sufficient to compare the absolute values of the effects of the eight parameters and rank them according to their influence on the global warming indicator. The process is the same for the other three indicators, using each indicator's 32 calculated values.

Tableau 10 below (first two lines) shows the 16 averages calculated from the GWP values of the design of experiments simulations. Each average is calculated from all the indicator values associated with a level of factors (16 values, see Appendix). For example, in the first box of the table (row 1, column 1), there is the average of the GWP indicator values for all the simulations using a peri-urban standard trip as the standard service trip. The result is therefore the average of the 16 indicator values obtained for the first 16 combinations of parameters in the design of experiments. In the second row of the table is the average of the indicator values associated with the other level of the factor (in this case, the standard urban trip factor). In the third row are the values of the effects of each factor. In the fourth row are the effects of each factor expressed in percent (%) with the effect of the allocation coefficient parameter as a reference (100%) to present the results of the four indicators. This choice is justified by the significant value of the parameter's effect on the four indicators. The effects (in percentage) of the other parameters are therefore calculated with this reference. **Figure 28** shows the graphic representation of the effects of

CHAPITRE 3. ARTICLE 1: Prioritisation of modelling parameters of a free-floating car-sharing system according to their sensitivity to the environmental impacts

each parameter (%) on the four studied environmental indicators: global warming potential (GWP), photochemical oxidation potential (POCP), eutrophication potential (EP), and abiotic resource depletion potential (ADP). The effects of the allocation coefficient parameter on each indicator therefore serve as a reference when reading the table (100% effect value).

Tableau 10 Parameter effect values on environmental indicators

		Trip	Vehicle model	Use rate	Maximum distance of service vehicles	Allocation coefficient	Electric mix	Maintenance type	Consumption values type
GWP	level 1 average	2.52E+06	3.99E+06	4.12E+06	3.67E+06	2.69E+06	4.31E+06	3.38E+06	3.36E+06
	level 2 average	4.10E+06	2.86E+06	2.50E+06	3.24E+06	4.16E+06	2.54E+06	3.47E+06	3.49E+06
	factor effect (kg CO2-eq)	6.78E+05	5.62E+05	6.93E+05	1.85E+05	7.37E+05	8.89E+05	4.19E+04	6.04E+04
	factor effect (%)	92%	76%	94%	25%	100%	121%	6%	8%
POCP	level 1 average	1.16E+03	1.45E+03	2.00E+03	1.76E+03	1.25E+03	2.00E+03	1.69E+03	1.59E+03
	level 2 average	1.99E+03	1.82E+03	1.15E+03	1.54E+03	2.02E+03	1.27E+03	1.58E+03	1.68E+03
	factor effect (kg éthylène-eq)	3.59E+02	1.89E+02	3.61E+02	9.72E+01	3.88E+02	3.66E+02	5.05E+01	4.40E+01
	factor effect (%)	93%	49%	93%	25%	100%	94%	13%	11%
EP	level 1 average	9.28E+02	1.54E+03	1.58E+03	1.40E+03	9.98E+02	1.56E+03	1.28E+03	1.29E+03
	level 2 average	1.58E+03	1.06E+03	9.26E+02	1.22E+03	1.60E+03	1.04E+03	1.32E+03	1.31E+03
	factor effect (kg phosphate-eq)	2.79E+02	2.44E+02	2.81E+02	7.55E+01	3.02E+02	2.62E+02	2.06E+01	1.43E+01
	factor effect (%)	92%	81%	93%	25%	100%	87%	7%	5%
ADP	level 1 average	1.53E+02	4.27E+02	3.26E+02	2.80E+02	1.73E+02	2.54E+02	2.26E+02	2.63E+02
	level 2 average	3.29E+02	8.06E+01	1.57E+02	2.34E+02	3.34E+02	2.54E+02	2.81E+02	2.44E+02
	factor effect (kg Sb-eq)	7.52E+01	1.73E+02	7.24E+01	2.00E+01	8.06E+01	7.14E-02	2.72E+01	9.21E+00
	factor effect (%)	93%	215%	90%	25%	100%	0%	34%	11%

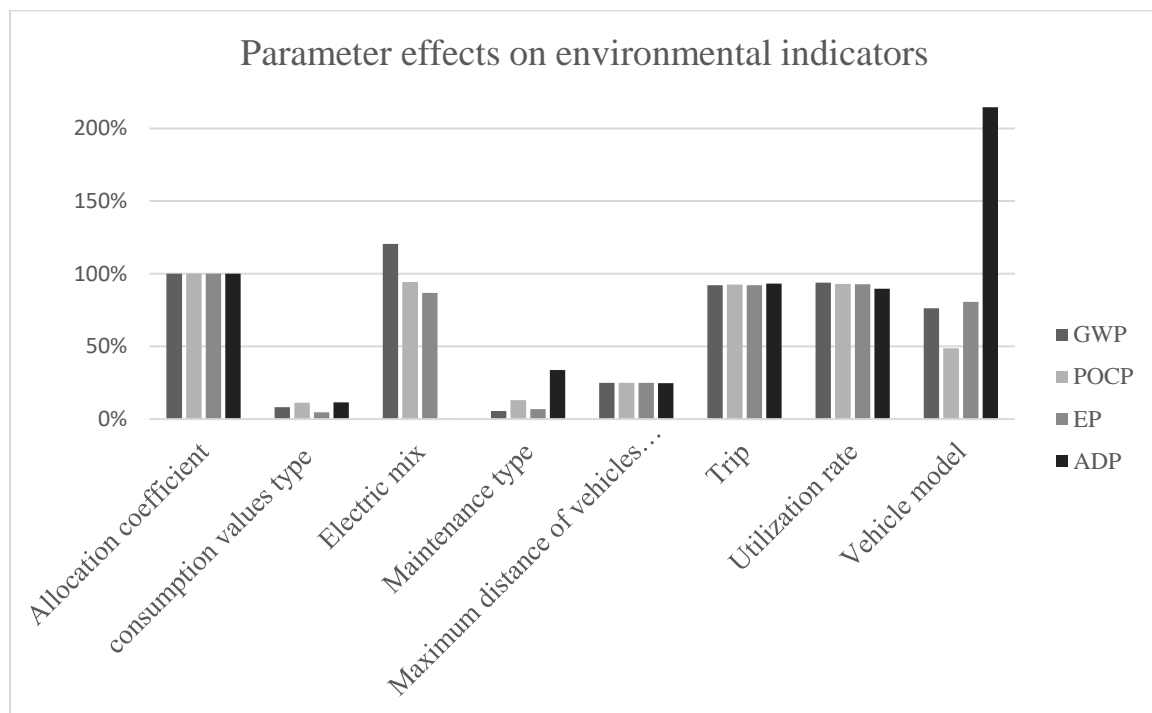


Figure 28 Parameter effects (%) on environmental indicators

In a full factorial design, all parameter combinations (256) are tested to obtain the most complete information. In this experiment, by carrying out only 32 simulations, a fortiori information is lost. Efficiency and robustness depend on the choice of tested combinations (i.e. on the levels assigned to the different factors during the tests). The design of experiments method, therefore, does not provide the exact value of the means and effects that would be obtained by carrying out the 256 simulations for each indicator but does yield a value close enough for the needs of the study. Indeed, the objective is not to precisely determine the influence of each of the parameters on the environmental indicators but to compare their influence and be able to rank them.

Given the results, it is possible to draw conclusions on the influence of the eight study parameters on the environmental impacts of the service by comparing the value of the parameter effects for each indicator. **Tableau 11** outlines the sensitivity analysis matrices for the eight parameters. The first matrix shows the influence of each parameter with the influence of the reference parameter (maximum effect value for each indicator), thus making it possible to compare the influence of the different parameters. In the second matrix are the ranks of each of the parameters according to their effect values on each of the four indicators.

Tableau 11 Sensitivity analysis matrices of parameters

Parameters	GWP	POCP	EP	ADP
Trip	76%	93%	92%	43.46%

CHAPITRE 3. ARTICLE 1: Prioritisation of modelling parameters of a free-floating car-sharing system according to their sensitivity to the environmental impacts

Vehicle model	63.28%	48.66%	80.70%	100%
Use rate	77.95%	93.08%	92.85%	41.83%
Maximum distance of service vehicles	20.79%	25.06%	24.99%	11.57%
Allocation coefficient	82.92%	100.00%	100.00%	46.61%
Electric mix	100.00%	94.40%	86.82%	0.04%
Maintenance type	4.72%	13.01%	6.82%	15.73%
consumption values type	6.80%	11.33%	4.74%	5.33%

	90-100%
	80-90%
	60-80%
	40-60%
	20-40%
	10-20%
	0-10%

Parameters	GWP	POCP	EP	ADP
Trip	4	4	3	3
Vehicle model	5	5	5	1
Use rate	3	3	2	4
Maximum distance of service vehicles	6	6	6	6
Allocation coefficient	2	1	1	2
Electric mix	1	2	4	8
Maintenance type	8	7	7	5
consumption values type	7	8	8	7

3.6 Discussion

It is important to emphasize that these results are based on the study's methodology and assumptions. Indeed, the allocation coefficient parameter ranks among the most influential parameters for each environmental indicator. The strong influence of this parameter is related to its wide range of variation (between 0.25 and 0.75). Seeing as the choice of the coefficient value is subjective, it seemed necessary

to select a broad range. Indeed, the value of this coefficient reflects the share of the manufacturing impacts of vehicles that is directly attributed to the service from the initial use. In the case of vehicles designed specifically for use in a car-sharing service, there would be a tendency to maximise the value of this coefficient. As the vehicles do not reach the end of their life at the end of two years (the theoretical distance at the end of the vehicle's life is imposed at 200,000 km), the part of the vehicle manufacturing impacts attributed to the service depends strongly on the value of this allocation coefficient. As the vehicle manufacturing impacts correspond to a major part of the service impacts for each indicator, it explains that this coefficient has a major influence on the service impacts.

The electricity mix has a major influence on the GWP and the POCP while it does not have a great influence on the EP and ADP indicators. This is because according to our input data used, electricity production in China emits 13 times more kg CO₂-equivalent and 25 times more kg of Ethylene-equivalent than in France. For the EP indicator, the ratio is 9 between the electrical mixes, and for the ADP indicator, it is close to 1. As the impacts of vehicle use represent, as for manufacturing, a major part of the impacts attributed to the service, it is logical that this parameter also has a major influence on the impacts for the GWP and POCP indicators. The deployment of a free-floating electric car-sharing service in a city should depend on the electric mix used to recharge vehicles. When this type of service is set up in Paris or Berlin, for example, its impacts will be very different.

However, concerning the type of maintenance, its influence on the impacts is not significant. This is simply justified by the fact that the share of service impacts related to maintenance is very low compared to impacts related to the manufacture and use of vehicles. Likewise, concerning the type of consumption values, the difference between the theoretical value of the consumption of vehicles in the NEDC cycle and the values of actual consumption in urban or peri-urban trips is not large enough to have a major influence on the difference in service impacts after two years.

Regarding the vehicle model, it is the most influential parameter on the ADP indicator. This is because the production of electric vehicles represents the largest share of the impacts of this indicator. The depletion of critical abiotic energy and non-energy resources and the future availability to meet their demand appears to be a potential limit to the expansion of the electrified vehicle industry due to the use of their components and especially lithium-ion batteries (Hernandez et al., 2017). The B-segment model has a lithium-ion battery that has twice the capacity of the A-segment model. Then there is also a major difference in mass and trim level between these two models. These elements explain that the parameter of the vehicle model has a major influence on the ADP indicator. It seems relevant to offer low-end A-segment vehicles in this type of service as long as this does not significantly deteriorate the attractiveness of the service.

3.7 Conclusion

This study ranks the various parameters according to their influence on the values of the four indicators of the service's environmental impacts. The loss of accuracy of the results due to the use of the design of experiments may, in some cases, postpone the prioritisation of the parameters. However, it is still possible to draw interesting conclusions from the results. First, the importance of the choice of allocation coefficient, which has a major influence on the results (for all four indicators), must be stressed once again. Concerning the study's other parameters, the electricity mix also has a significant influence on the GWP and POCP service impact indicators. The rate of use of the service vehicles, as well as the standard trip, significantly influence the four indicators of the service's impacts. Increasing the use rate of the service increases its profitability and environmental performance. In terms of a standard trip, the results show that the impacts are lower when the service's trips are only road trips (peri-urban). In reality, the type of trip depends on the area in which the service is deployed. If the area favours mainly urban trips, a vehicle model suitable for urban use (segment A or B vehicle) must then be put in service. Finally, the choice of vehicle model (segment, level of range, finish) has a major influence (far more than other parameters) on the abiotic depletion potential (ADP) indicator, which is logical considering the vehicle manufacturing phase.

The results obtained in the study therefore make it possible to rank the selected parameters of the free-floating car-sharing system. However, this study has certain limitations. First, in terms of the testing method, the choice of a design of experiments with 32 simulations had a negative impact on the accuracy of the results. To increase the robustness of the experiment, it would be possible to carry out the 256 simulations (for each indicator) of complete factorial design for eight factors at two levels. This would require more time and the optimisation of the calculation process. The methodology also has limitations due to the lack of guidelines to apply the LCA methodology to product-service systems and car-sharing services in particular. Several of the assumptions and conventions in the study affect the results. In the future, applying LCA to other case studies would support the development of guidelines and standards to facilitate the approach. In this paper, eight parameters from the system with the limitations presented here are analysed. It would be interesting to extend the system's limits by integrating several elements of a free-floating car-sharing system, such as service infrastructure (related to electric vehicle charging), user behaviour (type of driving, use of heating/cooling), or battery size (for electric vehicles). Additional parameters may also have a significant influence on environmental impacts. Also, considering a more detailed scale of the service (e.g. size of the battery pack in electric vehicles) would make it possible to enhance the service's environmental optimization.

3.8 References

- Amaya, J., Lelah, A., Zwolinski, P., 2014. Design for intensified use in product–service systems using life-cycle analysis. *J. Eng. Des.* 25, 280–302. <https://doi.org/10.1080/09544828.2014.974523>
- Becker, H., Ciari, F., Axhausen, K.W., 2018. Measuring the car ownership impact of free-floating car-sharing – A case study in Basel, Switzerland. *Transp. Res. Part Transp. Environ.* 65, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.08.003>
- Becker, H., Ciari, F., Axhausen, K.W., 2017. Comparing car-sharing schemes in Switzerland: User groups and usage patterns. *Transp. Res. Part Policy Pract.* 97, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.01.004>
- Briceno, T., Peters, G., Solli, C., Hertwich, E., 2005. Using life cycle approaches to evaluate sustainable consumption programs: car-sharing. *Program for industriell økologi*.
- Corti, D., Fontana, A., Montorsi, F., 2016. Reference data architecture for PSSs life cycle inventory. *Procedia CIRP* 47, 300–304. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.033>
- Dal Lago, M., Corti, D., Wellsandt, S., 2017. Reinterpreting the LCA standard procedure for PSS. *Procedia CIRP* 64, 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.03.017>
- Delhi, S.I.-N., 2016. Automotive revolution & perspective towards 2030. *Auto Tech Rev.* 5, 20–25. <https://doi.org/10.1365/s40112-016-1117-8>
- Ding, N., Pan, J., Zhang, Z., Yang, J., 2019. Life cycle assessment of car sharing models and the effect on GWP of urban transportation: A case study of Beijing. *Sci. Total Environ.* 688, 1137–1144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.111>
- Doualle, B., Medini, K., Boucher, X., Laforest, V., 2015. Investigating sustainability assessment methods of product-service systems. *Procedia Cirp* 30, 161–166. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.03.008>
- Edwards, R., Larivé, Jf., Beziat, J.C., 2011. Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. *JRC CONCAWE RenaultEUCAR* 74. <https://doi.org/10.2788/78759>
- Faria, R., Marques, P., Moura, P., Freire, F., Delgado, J., de Almeida, A.T., 2013. Impact of the electricity mix and use profile in the life-cycle assessment of electric vehicles. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 24, 271–287. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.063>

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., Klüppel, H.-J., 2006. The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int. J. Life Cycle Assess.* 11, 80–85. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>

Gabi website: <http://www.gabi-software.com/> [WWW Document], 2017. URL <http://www.gabi-software.com/>

Gao, P., Kaas, H.-W., Mohr, D., Wee, D., 2016. Disruptive trends that will transform the auto industry. *McKinsey Co.* 1, 1–9.

Goedkoop, M., 1999. Product service systems. *Ecol. Econ. Basis.*

Hawkins, T.R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A.H., 2013. Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles. *J. Ind. Ecol.* 17, 53–64. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00532.x>

Hernandez, M., Messagie, M., De Gennaro, M., Van Mierlo, J., 2017. Resource depletion in an electric vehicle powertrain using different LCA impact methods. *Resour. Conserv. Recycl.* 120, 119–130. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.11.005>

Kamargianni, M., Li, W., Matyas, M., Schäfer, A., 2016. A critical review of new mobility services for urban transport. *Transp. Res. Procedia* 14, 3294–3303. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2016.05.277>

Katzev, R., 2003. Car sharing: A new approach to urban transportation problems. *Anal. Soc. Issues Public Policy* 3, 65–86. <https://doi.org/10.1111/j.1530-2415.2003.00015.x>

Kjaer, L.L., Pagoropoulos, A., Schmidt, J.H., McAloone, T.C., 2016. Challenges when evaluating product/service-systems through life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 120, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.048>

Kuehl, Robert O., Kuehl, R. O., 2000. Design of experiments: statistical principles of research design and analysis.

Luna, T.F., Uriona-Maldonado, M., Silva, M.E., Vaz, C.R., 2020. The influence of e-carsharing schemes on electric vehicle adoption and carbon emissions: An emerging economy study. *Transp. Res. Part Transp. Environ.* 79, 102226. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102226>

Manfredi, S., Allacker, K., Pelletier, N., Chomkamsri, K., de Souza, D.M., 2012. Product Environmental Footprint (PEF) Guide.

Martin, E., Shaheen, S., Lidicker, J., 2010. Impact of carsharing on household vehicle holdings: Results from North American shared-use vehicle survey. *Transp. Res. Rec. J. Transp. Res. Board* 150–158.

Maussang, N., Zwolinski, P., Brissaud, D., 2009. Product-service system design methodology: from the PSS architecture design to the products specifications. *J. Eng. Des.* 20, 349–366. <https://doi.org/10.1080/09544820903149313>

Mayyas, A., Qattawi, A., Omar, M., Shan, D., 2012. Design for sustainability in automotive industry: A comprehensive review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, 1845–1862. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.01.012>

Mont, O.K., 2002. Clarifying the concept of product–service system. *J. Clean. Prod.* 10, 237–245. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(01\)00039-7](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(01)00039-7)

New European Driving Cycle, 2020. . Wikipedia.

Nijland, H., van Meerkerk, J., 2017. Mobility and environmental impacts of car sharing in the Netherlands. *Environ. Innov. Soc. Transit., Sustainability Perspectives on the Sharing Economy* 23, 84–91. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2017.02.001>

Nordelöf, A., Messagie, M., Tillman, A.-M., Ljunggren Söderman, M., Van Mierlo, J., 2014. Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment? *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 1866–1890. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0788-0>

Ou, X., Yan, X., Zhang, X., 2010. Using coal for transportation in China: Life cycle GHG of coal-based fuel and electric vehicle, and policy implications. *Int. J. Greenh. Gas Control* 4, 878–887. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2010.04.018>

Parliament, E., Union, the C. of the E., 2007. Regulation (EC) No 715/2007 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2007 on type approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information. *J Eur Union Ser.* 171.

Pelletier, N., Allacker, K., Manfredi, S., Chomkham Sri, K., de Souza, D.M., 2012. Organisation Environmental Footprint (OEF) Guide.

Regulation, E.U., 2009. No 443/2009 of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 setting emission performance standards for new passenger cars as part of the Community’s integrated approach to reduce CO₂ emissions from light-duty vehicles. *J Eur Union* 140, 5–6.

Roy, R.K., 2001. Design of experiments using the Taguchi approach: 16 steps to product and process improvement. John Wiley & Sons.

Rydén, C., Morin, E., 2005. Mobility Services for Urban Sustainability. Environmental Assessment. Report WP 6. Stockh. Trivector Traffic AB.

Speirs, J., Contestabile, M., Houari, Y., Gross, R., 2014. The future of lithium availability for electric vehicle batteries. Renew. Sustain. Energy Rev. 35, 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.018>

Tukker, A., 2004. Eight types of product–service system: eight ways to sustainability? Experiences from SusProNet. Bus. Strategy Environ. 13, 246–260. <https://doi.org/10.1002/bse.414>

Warburg, N., Forell, A., Guillon, L., Gingko21, H.T., Gingko21, B.C., 2013. ELABORATION SELON LES PRINCIPES DES ACV DES BILANS ENERGETIQUES, DES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE ET DES AUTRES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX INDUITS PAR L'ENSEMBLE DES FILIERES DE VEHICULES ELECTRIQUES ET DE VEHICULES. ADEME Agence L'Environnement Maitresse LEnergie.

XLSTAT | Logiciel statistique pour Excel [WWW Document], n.d. URL <https://www.xlstat.com/fr/> (accessed 3.16.20).

3.9 Appendix

Appendix 1: Design of experiments used

Observations	Trip	Vehicle model	Use rate	Maximum distance of service vehicles	Allocation coefficient	Electric mix	Maintenance type	Consumption values type
Obs1	1	1	1	1	1	1	1	1
Obs2	1	1	1	1	2	2	1	1
Obs3	1	1	1	2	1	2	1	2
Obs4	1	1	1	2	2	1	1	2
Obs5	1	1	2	1	1	2	2	1
Obs6	1	1	2	1	2	1	2	1
Obs7	1	1	2	2	1	1	2	2
Obs8	1	1	2	2	2	2	2	2
Obs9	1	2	1	1	1	2	2	2
Obs10	1	2	1	1	2	1	2	2
Obs11	1	2	1	2	1	1	2	1
Obs12	1	2	1	2	2	2	2	1
Obs13	1	2	2	1	1	1	1	2
Obs14	1	2	2	1	2	2	1	2
Obs15	1	2	2	2	1	2	1	1
Obs16	1	2	2	2	2	1	1	1
Obs17	2	1	1	1	1	2	2	2
Obs18	2	1	1	1	2	1	2	2
Obs19	2	1	1	2	1	1	2	1
Obs20	2	1	1	2	2	2	2	1
Obs21	2	1	2	1	1	1	1	2
Obs22	2	1	2	1	2	2	1	2
Obs23	2	1	2	2	1	2	1	1
Obs24	2	1	2	2	2	1	1	1
Obs25	2	2	1	1	1	1	1	1
Obs26	2	2	1	1	2	2	1	1
Obs27	2	2	1	2	1	2	1	2
Obs28	2	2	1	2	2	1	1	2
Obs29	2	2	2	1	1	2	2	1
Obs30	2	2	2	1	2	1	2	1
Obs31	2	2	2	2	1	1	2	2
Obs32	2	2	2	2	2	2	2	2

Figure 29 Design of experiments used

CHAPITRE 4. ARTICLE 2: Impact of the business model on the eco-design of a free-floating electric car-sharing service

Abstract:

In this paper, the influence of the business model on the eco-design of an electric free-floating car-sharing service is studied. For this purpose, a model combining the methodology of life cycle assessment and the use of Constraint Satisfaction Problems will be presented. In the first step, the eco-design issues for a service will be studied by comparing two business models. In the first business model, the batteries of electric vehicles are not specifically designed for being used in such a service and the vehicles remain only two years in the service before being renewed. In the second business model, the vehicles can remain in service for up to four years, and thanks to the model proposed, the vehicle batteries are sized to minimize the environmental impacts of the service. In this study, three environmental indicators are studied: global warming potential, eutrophication potential, and the potential for depletion of mineral resources. An economic indicator was added to calculate the costs to be borne by the service provider over the service's operating period. For all four indicators, there is an interest in battery sizing based on a service operating period of four years. From the results, the influence of the successive minimization of each of the four indicators on the values of the other indicators can be studied.

Keywords: Free-floating car-sharing; life cycle assessment; eco-design; constraint satisfaction problem.

4.1 Introduction

For many years now, the activity of the automotive industry is no longer reduced to the mass sale of vehicles to private individuals. The sharing economy continues to develop and would be an essential tool for the ecological transition (Wasserbaur et al., 2020). New mobility services have emerged and car manufacturers have had to adapt to offer their services (Delhi, 2016). Today, we talk about automotive mobility in the broadest sense of the term. Among these new mobility services is car sharing, which comes in a variety of models. The most widespread in large urban areas is Business-to-consumer (B2C) Free-floating car-sharing (Becker et al., 2017). Many car manufacturers have launched their mobility brands and offer free-floating car-sharing services in major cities (Gao et al., 2016). These services respond both to a new need of customers who no longer wish to own vehicles and to environmental issues (Katzev, 2003).

Despite the potential environmental benefits linked to the implementation of car-sharing, there is a lack of studies on the environmental optimization of these services and their eco-design. However, the use of vehicles in a free-floating car-sharing service is very different from the classic use of private vehicles

(Prettenthaler & Steininger, 1999). It would therefore make sense to eco-design vehicles for this type of use. Despite this, it is not currently the case since the electric vehicles used are not specifically designed for service use. Today, there is talk of a race for autonomy for electric vehicles (Pereirinha et al., 2018). To replace the performance of internal combustion engine vehicles, consumers are increasingly demanding more autonomy from electric cars. Faced with such demand, manufacturers are stepping up their efforts to increase the range capacity of their vehicles. To do this, they are trying to improve battery technology but are also forced to equip vehicles with large batteries. With a car-sharing service deployed exclusively in urban areas, with optimal recharging infrastructures, one may wonder whether it is really necessary to use electric vehicles with a large battery capacity as can be found in most models sold today. A reduction in battery capacity could lead to a significant environmental gain since batteries, and in particular lithium-ion batteries, have significant environmental impacts on their life cycle (Liang et al., 2017).

In this paper, we will first study the interest of eco-designing an electric free-floating car-sharing service in terms of sizing the batteries of the service's electric vehicles and recharging infrastructures. To do this, the environmental performance of two business models will be compared using the life cycle assessment (LCA) methodology adapted to our model and the use of Constraint Satisfaction Problems (CSPs). In the first business model, the vehicles are leased for two years in the service and then replaced. This business model uses an electric vehicle with a fixed battery mass, there is no sizing or eco-design of the battery. In the second business model, the vehicles are in service for four years. Thanks to the use of CSPs, the batteries of electric vehicles are sized to minimize an environmental indicator. We can speak of eco-design in this case. The vehicles are designed for use and after-service use is not anticipated for this business model. In the study, four indicators are used: three environmental indicators and an industrial cost indicator that was created for the study. Through the use of CSPs, it will be possible to determine an optimal service configuration for each of the four indicators. For each configuration, the values of the other indicators will be calculated to establish a compromise between the different configurations obtained. The main operating variables making up the service configuration are the mass of the electric vehicle battery and the recharging speed of the batteries. The effects of these two parameters on the pair formed by the global warming indicator and the cost indicator will be studied in a second step.

4.2 Background

4.2.1 Free-floating electric car-sharing

More and more mobility services are being offered today to provide an alternative to owning a private vehicle. Among these types of services, carpooling and car-sharing are the most common (Kamargianni et al., 2016). Carpooling is the use by several motorists in turn of a single car to make the same trip, while car sharing is the shared use of a fleet of vehicles by different users, for a short period and by subscription. Car-sharing today comes in several forms. There is in particular business-to-business (B2B) car-sharing, which corresponds to the provision of a fleet of vehicles within a company. On the other hand, there is B2C car-sharing, which is highly developed in large cities (Becker et al., 2017). In this case, the service provider provides vehicles that private individuals can rent on a short-term basis.

In major cities, B2C car-sharing services have multiplied in recent years while at the same time changing their business model. In most of these services deployed in urban areas, the vehicles used are electric. It is therefore necessary to recharge them. One of the first business models consisted of installing charging stations on the road. Users of the service had to drop off the vehicle used in one of these stations at the end of its use. Today, the most common business model in large cities is free-floating. This model allows users to take and leave vehicles (mainly electric) anywhere in a limited area via a smartphone application (Firnborn & Müller, 2015). Operators take care of moving the vehicles to recharge and reposition them in strategic locations. This new model guarantees greater flexibility to the users of the service. Today in most free-floating car-sharing business models, service vehicles are leased by service providers or directly by automotive manufacturers for a certain leasing period and are renewed at the end of this period. The vehicles at the end of the lease are resold to private individuals on the second-hand market. In this business model, the leased electric vehicles are not specifically designed for service use. There is no notion of eco-design of vehicles for this specific use. The vehicles offered in services are the same as those sold to private individuals for private use. This paper focuses exclusively on B2C free-floating car sharing.

4.2.2 Eco-design of free-floating car-sharing services

The development of car-sharing is aimed at reducing environmental impacts and reducing the number of cars on the road. Numerous studies have been carried out to analyze the environmental benefits of these alternative car mobility solutions. First of all, car-sharing could reduce the number of motorized vehicles in a city's or country's vehicle fleet (Martin et al., 2010). Indeed, car sharing, coupled with other alternative modes, allows users to gradually learn to do without their private car (N. Louvet & Godillon, s. d.). Car-sharing would be an alternative to buying a new car and would also lead to a reduction in the kilometers traveled by users of the service compared to the period when they used their private vehicle. Rydén and Morin (2005) estimate that a vehicle in service is 17% more efficient than a private vehicle.

This can be explained by several reasons. Firstly, vehicles are generally better maintained, and secondly, services renew their vehicle fleet relatively quickly. Indeed, this allows the service to maintain a level of quality. Despite this, Briceno et al. (2005) stressed the importance of taking into account the rebound effects of car-sharing. Indeed, the savings achieved through carpooling can lead to new household expenditures that may be linked to new environmental impacts. Similarly, the shift from the use of a private vehicle to car-sharing is often linked to an increase in the use of other modes of transport such as public transport. Indeed, the use of car-sharing would encourage more frequent use of other modes of transportation for trips that could be made by private car. This is another rebound effect to consider. These rebound effects can reduce the environmental benefits of these services and that is why it is necessary to work on the eco-design of these services to optimize their environmental performance.

Car-sharing services are part of the product-service systems (PSS) category. A PSS should be defined as a system of products, services, networks, and supporting infrastructure designed to be competitive, responsive to customer needs, and have less environmental impact than traditional business models (O. K. Mont, 2002). By definition, a car-sharing service is already considered to be beneficial to the environment compared to traditional solutions (R. Roy, 2000). However, to our knowledge, no real studies are dealing with the eco-design of these services. The choice to make a fleet of electric vehicles available is the only form of eco-design of the service that exists today. Even if the choice of electric vehicles can be advantageous from an environmental point of view under certain conditions, the vehicles used are not thought and designed for service use. The mobility needs of a free-floating car-sharing service in a city are often very different from the mobility needs of a vehicle sold to an individual. In the case of electric vehicles, the battery mass of most electric vehicles sold today may be oversized for use in a free-floating car-sharing service. As vehicle batteries have a significant environmental impact, optimal battery sizing seems relevant. Moreover, in a free-floating car-sharing service, the recharging infrastructures are coupled to this battery. It would therefore be interesting to also size them. In this study, in addition to the battery, the number of recharging terminals and the recharging speed of the batteries will also be sized. An optimal service configuration will therefore be the ideal combination of these three variables.

4.2.3 Life cycle assessment

Environmental issues have become unavoidable in the automotive industry for several decades, with the primary objective of reducing CO₂ and pollutant emissions during vehicle use. These issues have strongly contributed to the development of electric vehicles that do not emit any emissions during use. The impacts during the use phase are not the only impacts related to the vehicle and this is why car

manufacturers use the life cycle assessment methodology. This tool makes it possible to quantify the environmental impacts according to several indicators for all stages of a car's life cycle: manufacture, use, and end of life. LCA is applied following ISO 14040 and 14044 standards (Finkbeiner et al., 2006). The ISO 14044 standard, among others, defines the Functional Unit as "Quantified performance of a product system, intended to be used as a reference unit in an LCA". One of the functional units used in the automotive industry for vehicle LCA is: "the transport of goods and merchandise over a distance of 150,000 km over 10 years" (Nordelöf et al., 2014). The impacts calculated over the life cycle of the vehicle are therefore reduced to this functional unit. The functional unit is very important because it allows the comparison of two different vehicle models (Mayyas et al., 2012). This holistic method, therefore, has the advantage of taking into account the other stages of a car's life cycle and also takes into account several environmental indicators. In the case of the electric vehicle, the LCA methodology reveals that the manufacturing phase has a significant impact due to the extraction of the rare metals needed to build the batteries and the permanent magnet motor (Speirs et al., 2014). Also, the phase of electricity production related to the recharging of electric vehicles can have a significant impact depending on the country in which the electricity is produced (Faria et al., 2013). This methodology, therefore, allows a "fairer" comparison between two vehicle models, but it is also a first step towards the eco-design of vehicles.

Concerning car-sharing services and more generally product-service systems, there are no standards that allow the life analysis methodology to be applied directly. Several authors have worked to propose guidelines for its application in the case of these types of services (Dal Lago et al., 2017; Kjaer et al., 2016). Luo et al. (2019) propose a life cycle assessment of station-based and free-floating bike-sharing systems. Nevertheless, this adaptation remains very complicated because of the complexity of modeling a PSS (Corti et al., 2016). In the case of a car-sharing service, the use of a fleet of shared vehicles is very different from the use of a vehicle for private use (Amaya et al., 2014a). Also, infrastructure is required to ensure the smooth operation of such a service and can be taken into account in the service LCA (Dal Lago et al., 2017). It is, therefore, necessary to establish several conventions and hypotheses to adapt the methodology of vehicle LCA to the case of a free-floating car-sharing service.

In this paper, a model of a free-floating car-sharing service combining the adaptation of the LCA methodology and the use of CSPs is proposed to study the eco-design of such a service. The use of CSPs to minimize environmental indicators will make it possible to dimension three elements of the service: the mass of the battery of the electric vehicles, the recharging speed of the vehicles as well as the number of recharging stations of the service. Initially, the comparison of two free-floating car-sharing business models will make it possible to decide on the value of eco-design for these types of services. Then, the use of CSPs will enable us to obtain the optimal configurations of the service according to the indicator

to be minimized and the influence of this minimization on the values of the other indicators chosen in the study.

4.3 Modeling and methodology

4.3.1 System boundaries

In this paper, the economic model studied is the free-floating car-sharing service presented previously.

Figure 30 is a graphical representation of the system and its elements.

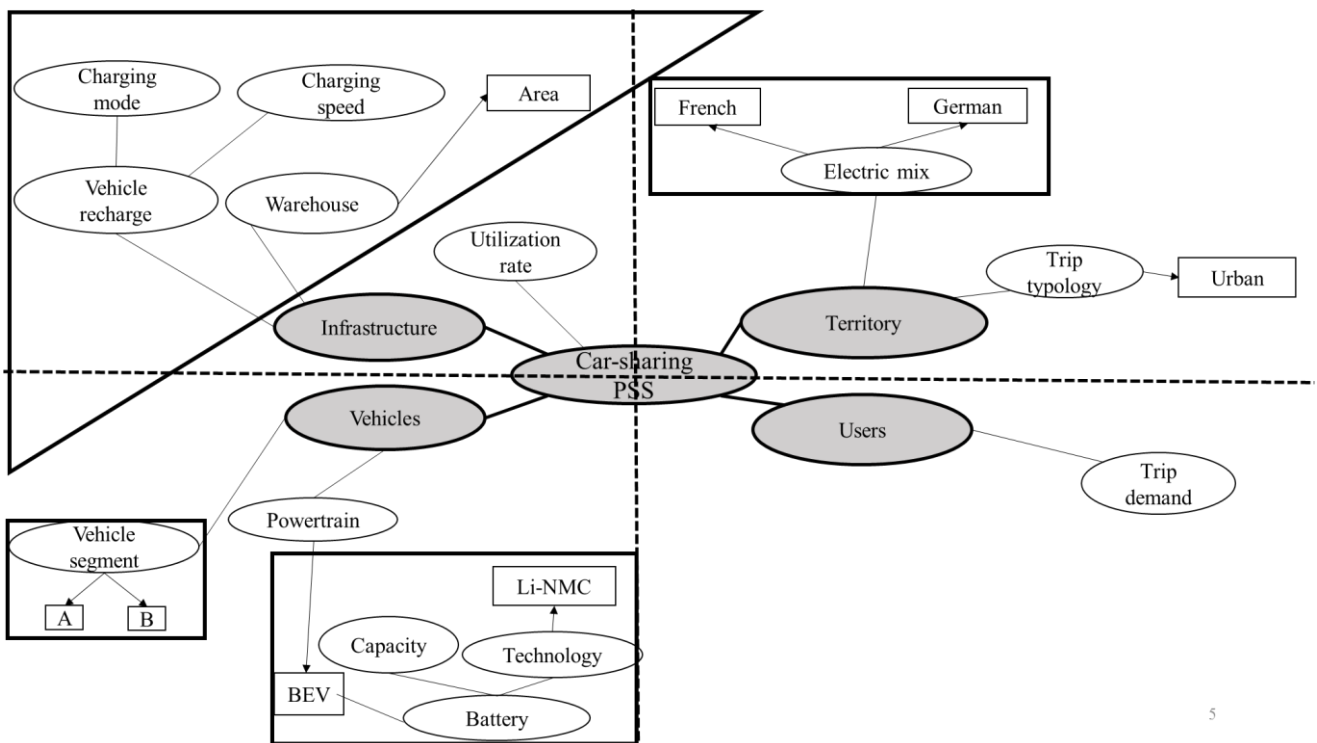


Figure 30 Representation of the complete system

The system is composed of four sub-blocks: vehicles, service infrastructure, territory, and users.

- In the territory subsystem, it contains the electrical mix used to recharge electric vehicles. We also find here the type of route. The study considers only one type of urban trip representative of the trips made by users of the service.
- In the “users” subsystem, only the trip demand of the service users over a given period is found. This parameter is considered as fixed input data.

- In the vehicle subsystem, we find on the one hand the vehicle segment and the trim level of the vehicles available in the service and on the other hand the type of motorization of the vehicles. In our study, only electric vehicles are considered. Therefore, we also find the elements related to the battery of electric vehicles. Concerning the vehicle model, two vehicle models will be tested. Segment A or B vehicles are considered. Segment B includes multi-purpose city cars (or sub-compact cars) while segment A includes small city cars.
- In the infrastructure subsystem, the elements related to vehicle recharging are considered. In this model, it is considered that the vehicles with low autonomy are moved by service operators in a logistics warehouse where recharging stations are located. When the vehicles are recharged, operators are in charge of putting them back on the road in the service deployment area. This sub-system includes the reloading warehouse characterized by its surface area and the number of charging stations installed, the speed at which vehicles are reloaded, and the use of the vehicles by the operators to drive them to the warehouse when their autonomy is below a certain threshold.

4.3.2 Modeling

The objective of our modeling is to establish a parameterization from the different elements of the system presented above. First, it was necessary to parameterize each subsystem and then to establish the links between the different parameters using equations. Then the adaptation of the LCA methodology made it possible to link the different parameters to the environmental indicators. To model the service and its use, simplifying assumptions were made:

- The use of the service by the users is modeled by the realization of a single standard trip. It is assumed that all trips are made within the limited service area without taking into account the spatial distribution of trips within this area. This standard trip is considered to be an 8 km (d) urban trip made in 20 min (t). It is assumed that the trips made by operators to drive vehicles into the reloading warehouse are identical to this sample trip.
- The number of trips made by users N over the operating time of service T is imposed as an input. The time distribution of the trips is not taken into account. The operating time of the service is an element of the functional unit that will be introduced in the following section.
- The use of the vehicles in the service is considered homogeneous, which means that each vehicle in the fleet has the same usage data. The utilization rate of the τ fleet is, therefore, the same as that of all the vehicles in the fleet. It is assumed that this utilization rate is equal to 15%, which

is representative of the target rate for a free-floating car-sharing service for reasons of profitability. Equation 1 is used to calculate the utilization rate of the service τ :

$$\tau = \frac{N \cdot t}{nv \cdot T} \quad (2)$$

N : the number of standard trips made during the study period T

t : the duration of the standard trip

nv : the number of available service vehicles

- Two electric mixes will be tested: the German mix with its high carbon footprint and the French "low carbon" electric mix.
- Two electric vehicle models will be tested: a low-end A-segment vehicle and a high-end B-segment vehicle.

Table 11 below shows the input parameters of the system.

Concerning the modeling of vehicle batteries, the following parameters have been introduced: the mass and capacity (in kWh) of the battery, the range of the vehicle, and the number of recharging cycles carried out during the life of the battery. To link these parameters, hypotheses have also been made:

- Vehicles reach the end of their life when the battery is at the end of its life (expressed in kilometers traveled).

$$dlife_vehicle = dlife_battery \quad (2)$$

- The capacity of the battery is proportional to its mass.

$$Mass_battery = K1 * Capacity_battery \quad (3)$$

- Battery life is directly related to battery capacity and vehicle consumption.
- Vehicle consumption is linked to the type of trip (typical urban trip in the study) and the mass of the vehicle and therefore of the battery.

- The number of charge cycles of the battery during its life varies proportionally between 1000 and 1500 depending on the recharging speed of the battery.

$$Charging_number = 1532 - K5 * Charging_speed \quad (4)$$

The coefficient $K5$ is defined so that the number of cycles is equal to 1500 when the recharging speed is 3 kW and equal to 1000 when the recharging speed is 50 kW.

$$dlife_battery = Charging_number * Autonomy \quad (5)$$

$$Autonomy = 0.9 * (Capacity_battery/vehicle_consumption) * 100 \quad (6)$$

For the modeling of the infrastructures, the following parameters were introduced: the speed of vehicle recharging, the number of recharging stations in the warehouse, the size of the warehouse, and the total number of recharges of the vehicles in the fleet over the operating time. Regarding the recharging strategy, two scenarios were considered. In the baseline scenario (scenario 0), it is assumed that vehicles can be recharged at any time and that the charging stations are occupied continuously (24/24). The parameters linked to the infrastructure and battery blocks can be found in **Tableau 12**.

Tableau 12 Modelling parameters

	Parameters	Options
Input parameters	Standard trip	Urban (distance d , time t)
	Trip demand	Constant (imposed as input)
	Vehicle model	Electric segment A (scenario 0)
	Service use rate (%)	15 (imposed as input)
	Electric mix	French (scenario 0)
	Operating Service time	2 / 4 years (imposed as input)
Battery block	Battery mass	Variable (kg)
	Battery capacity	Variable (kWh)
	Vehicle autonomy	Variable (kilometers)
	Number of charging cycles (battery lifetime)	Variable (between 1000 and 1500)
	Battery lifetime	Variable (kilometers)
Infrastructure block	The standard trip by operators	Urban (distance d , time t) (imposed as input)
	Charging speed	Variable (Between 3 and 50 kW)
	Total number of recharges (of the entire fleet)	Variable
	Number of charging stations	Variable (between 1 and 100)

Warehouse house	Variable (m ²)
-----------------	----------------------------

4.3.3 LCA Methodology

To link the modeling parameters presented in the previous section, the LCA methodology applied to a unitary vehicle has been adapted to this system.

The impacts considered in this study are those related to the following:

- Vehicle manufacturing, maintenance, and end of life. The electric vehicle impact data used are those of the study conducted by the agency Ademe (“Agence de l’environnement et de la maîtrise de l’énergie”) (Warburg et al., 2013) .
- Use of vehicles by service users (electricity consumption)
- Use of vehicles by service operators (electricity consumption)
- Manufacturing and installation of charging stations (for GWP indicator)
- Warehouse energy consumption

Any other source of environmental impact is not taken into account. In particular, the impacts related to the digital infrastructures that enable the service to operate are not considered in this study.

To apply LCA to this system, a functional unit is used. The impacts mentioned above are calculated according to this functional unit. The elements of the functional unit used are:

- Service operating time (2 or 4 years)
- Number of trips made per year (1,200,000 trips per year)
- Standard trip characteristics (8 km, 20 minutes)
- Service utilization rate (15%)
- Service deployment area (Urban area in France)
- Number of vehicles available in the service (304 vehicles)

The operating time of the service is an essential element of the functional unit. This is the length of time the service is deployed. Two service operating times, representing two different functional units, will therefore be tested: two years and four years. This choice is justified by the fleet's vehicle-renewal period. The number of trips made by users, the type of trip, and the rate of use (use by service customers)

of the fleet vehicles are imposed at the outset. The number of vehicles available in the fleet is deducted from the other previous parameters using Equation 1. In this study, two business models of the free-floating car-sharing service will be compared in terms of environmental performance. To compare environmental performance, it is necessary to have this common functional unit.

Calculation of impacts related to the functional unit

Using the model presented and a functional unit as input, it was necessary to use a method to calculate the impacts of the service related to the functional unit. This method does not directly follow the ISO 14040 and 14044 standards (Finkbeiner et al., 2006), but it is an adaptation of the LCA performed in the automotive industry for unitary vehicles based on these standards. In this paper, the method used is based on a previous study (Guyon et al., 2020).

- The impacts taken into account are the life cycle impacts of the service's vehicles and the impacts related to infrastructure:

$$I_{service} = I_{vehicles} + I_{infrastructures} \quad (7)$$

- Concerning the impacts directly related to the vehicles, only the impacts of the manufacture, use, and end of life of the service vehicles are taken into account in this study. For use impacts, only impacts directly related to the use of vehicles by service users are used. From the system of equations, we can directly link the variables of use of the service's fleet to the impacts. In the case of electric vehicles, there are only the impacts of electricity production to be calculated. The chosen electricity mix comes into play at this stage and has a strong impact on the results.

$$I_{vehicles} = I_{manufacturing} + I_{use} + I_{endoflife} \quad (8)$$

- The manufacturing and end-of-life impacts of vehicles are attributed to the service on a linear basis according to the distance traveled by the service vehicles. Indeed, the vehicle does not necessarily reach the end of its service life. That is why this linear allocation is used. If the vehicle reaches the end of its life at the end of the service's operating life, 100% of the impacts are logically attributed to the service. Also, it is considered that a portion of these impacts is directly attributed to the service at the time the vehicle is used in the service. The impact allocation method presented and used by Guyon et al. (2020) is reused here. In the case where a vehicle is designed specifically for in-service use, it is assumed that 75% is directly attributed

to the service. In the case where vehicles used in service are not designed for service use, this time it is considered that only 25% of the manufacturing and end-of-life impacts are directly attributed to the service. In both cases, the remainder of the impacts is attributed linearly according to the distance traveled by the vehicles in service. Both scenarios are important in this study for the comparison of the two business models. In the first business model, the vehicles used in the service are traditional electric vehicles that were not designed for service use and that remain in the service for only two years on a lease basis. In the second business model, the vehicles and especially the batteries are dimensioned specifically for their use in the service and for an operating period of four years. The allocation of the manufacturing and end-of-life impacts will therefore not be the same for the two business models and will have an influence on the results presented.

- Concerning the impacts related to infrastructure, we consider the impacts of the use of vehicles by operators to move them to the warehouse and to replace them. The method for calculating the impacts is the same as for the use of vehicles by users. Then the impacts of the manufacture and installation of charging stations in the warehouse are considered. An impact value for the GWP indicator found in the literature is used (Nansai et al., 2001). Only part of this impact is attributed to the service based on the service operating time. For the other environmental indicators, this source of impact is not considered. Finally, for the warehouse, the impacts related to the energy consumption of the warehouse (heating and lighting) are taken into account according to the size of the warehouse, which is directly proportional to the number of terminals installed.

$$I_{\text{infrastructure}} = I_{\text{use_operators}} + I_{\text{charging_stations}} + I_{\text{warehouse_consumption}} \quad (9)$$

4.3.4 Study Indicators

Only three environmental indicators are considered: Global Warming Potential (GWP), Eutrophication Potential (EP), and Abiotic Depletion Potential (ADP). These are three environmental indicators commonly observed by car manufacturers (Garcia et al., 2015). It could be relevant to add other indicators such as photochemical ozone creation potential (POCP).

In addition to these three environmental indicators, an economic indicator (COST) has been introduced to provide information on the costs to be borne by service providers during operation. This indicator

was to take into account mainly costs related to infrastructure. The various costs taken into account in this indicator are as follows:

- Cost of employees in charge of moving the vehicles to reload them from the total distance traveled by the operators during the operating time
- Warehouse rental cost according to its surface area
- Cost of warehouse energy consumption (lighting and heating)
- Cost of vehicle power consumption

For costs related to vehicles, it is problematic to integrate them. Indeed, depending on the business model, the vehicles are either investments or leased by the service provider. An assumption has therefore been made. Only the cost of batteries for electric vehicles has been calculated and part of the cost will be allocated to the service. The cost of the batteries is calculated simply based on their capacity. The allocation principle used to calculate the portion of the manufacturing impacts of the vehicles to the service was reused to calculate the cost of the batteries allocated to the service.

The method used to create this indicator COST is based on several hypotheses but provides information on the industrial cost of production over the service's operating life. It would be interesting to refine this indicator to get closer to the actual costs to be borne by the supplier.

4.4 Use of CSPs

A CSP (Tsang, 1993) is defined by a triplet (X, D, C) such that:

- $X = \{x_1, x_2, x_3, \dots, x_n\}$ is a finite set of variables, which we call constraint variables, where n is the integer number of variables in the problem to be solved.
- $D = \{D_1, D_2, D_3, \dots, D_n\}$ is a finite set of variable value domains of X such that :

$$\forall i \in \{1, \dots, n\}, x_i \in D_i$$

- $C = \{c_1, c_2, c_3, \dots, c_p\}$ is a finite set of constraints, where p is any integer representing the number of constraints in the problem.

$$\forall i \in \{1, \dots, p\}, \exists X_i \subseteq X / c_i(X_i)$$

Each constraint restricts the values that the variables $\{x_1, \dots, x_n\}$ can take simultaneously.

Solving a CSP with an optimization objective consists of assigning a value for each variable of the problem by satisfying all constraints and minimizing (or optimizing) a defined variable.

The modeling presented in the previous section is adapted to constraint modeling and therefore to the use of CSPs and their resolution with optimization. In this study, the variable to be minimized is the environmental impact indicator or the cost indicator. It is, therefore, necessary to choose one of the four indicators presented previously that one wishes to minimize for each resolution of the CSP.

The model described in this article therefore combines the methodology of life cycle assessment (LCA) and constraint modeling. The combination of the two methodologies has been little studied in the literature. To eco-design a hybrid-powered maritime shuttle, Tchertchian et al. (2016) use LCA to find the optimal configuration among all possible sub-system configurations. Garcia et al. (2017) propose a new approach to evaluate and improve the overall environmental performance of electric batteries for hybrid vehicles using LCA combined with CSPs. It uses a continuous model in which all decision variables are defined by an interval domain. To our knowledge, there is no study on the evaluation of the environmental performance of a product-services system and in particular of a car-sharing service that combines the use of CSPs and LCA methodology.

For CSP resolution, the classic CSP algorithms used in the IBEX C++ library are used (*IBEX Library Homepage, 2020, s. d.*). Ibex offers resolution with optimization using the IbexOpt solver. This solver allows the calculation of the best solution by minimizing a mathematical expression (e.g. a variable whose value is calculated by the equation system).

The system parameters and variables have been presented previously. The variables to be dimensioned using the CSP resolution are the mass of the electric vehicle battery, the recharging speed of the vehicles, and the number of recharging stations to be installed. The other variables are deduced from these by equations. From an indicator to be minimized and a functional unit, we obtain an optimal output configuration of all the system variables and in particular of these three variables to be sized. In Figure 2, a causal diagram with the main variables of the system is presented. The influence of the variables on the value of the environmental impact indicator that must be minimized can be seen. This diagram also illustrates the instability introduced by the modeling of the battery subsystem and the infrastructure subsystem. In this diagram when two variables are linked by a positive sign, it means that the two variables vary in the same direction. Conversely, if they are linked by a negative sign, the variables vary in the opposite direction. We can notice in a causal diagram the loops at the origin of the instability and the need to use the resolution of the CSPs. One of the loops is shown in **Figure 31**. By increasing the recharging speed of the batteries, we will on the one hand reduce the batteries' lifetime and consequently the vehicle's lifetime, which will lead to an increase in environmental impacts. On the other hand, by

increasing this recharging speed, we will be able to reduce the number of charging stations required and consequently the size of the warehouse. This will make it possible to reduce the impacts linked to the manufacturing and installation of the charging stations but also the energy consumption of the warehouse.

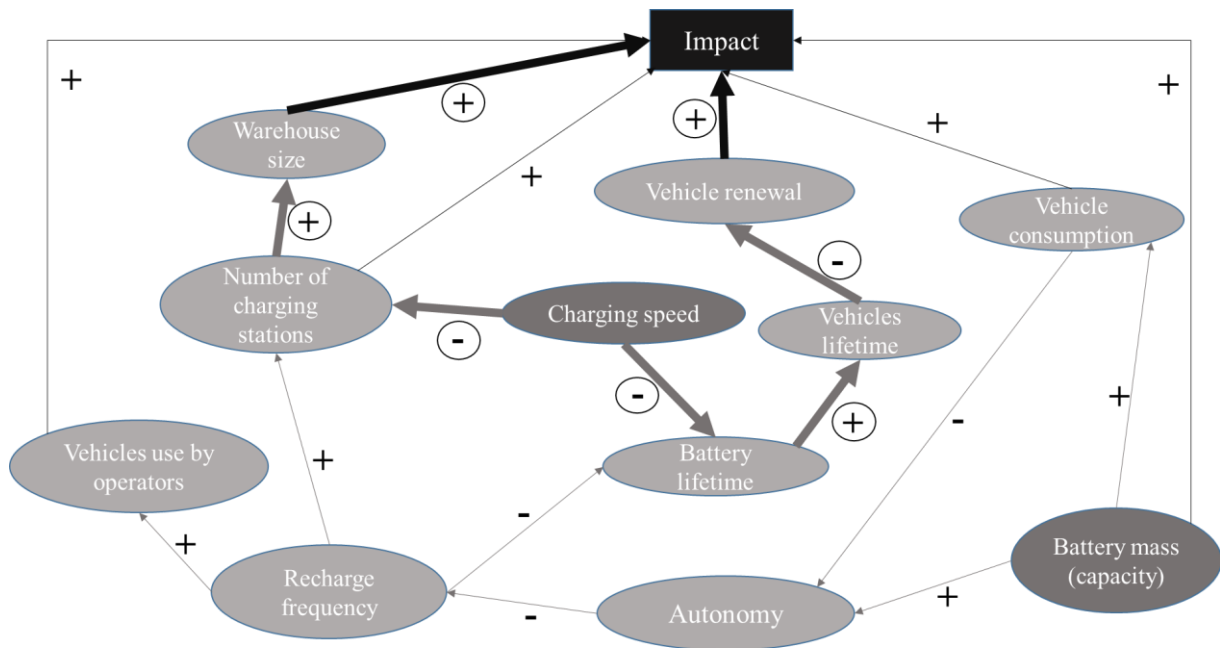


Figure 31 Causal diagram of the system

4.5 Results & discussion

The first objective of this article is to propose an eco-design method for an electric free-floating car-sharing service and to demonstrate its interest. To do this, the two business models presented above will be compared in terms of environmental performance.

As a reminder, in the first business model (BM1), the vehicles are leased by the service provider for two years. At the end of the two years, the vehicles are taken out of service and sold to private individuals. The vehicles are then replaced by new vehicles. In this business model, there is no eco-design of the vehicles. The electric vehicles used have not been designed specifically for service use. Concretely, for this business model, there is no dimensioning of the mass of the batteries of the electric vehicles. The value of the mass is imposed as an input (238 kg which is the mass of the electric vehicle battery in the study by the agency Ademe). In the second business model (BM2), the vehicles can remain in service for a maximum of four years. At the end of these four years, the vehicles are either end-of-life vehicles

or sold to private individuals for a second usage. In this business model, the mass of the battery remains a variable that will be dimensioned by the resolution of the CSPs by minimizing one of the indicators.

In both cases, all other variables including the speed of vehicle recharging and the number of recharging stations in the warehouse are not fixed. In this first experiment, the interest in sizing the batteries of the electric vehicle used in the service is studied first and foremost. Apart from the battery, the vehicle model is the same in both business models.

4.5.1 GWP minimization

The functional unit will be applied to both business models (BM1 and BM2). The results are obtained using CSP resolution to minimize the GWP indicator. Each simulation (CSP resolution) corresponds to a pair <BM / functional unit (service operating time)>. The input parameters (Table 1) are used for the first results.

For this study, four scenarios were tested for the GWP indicator:

- In Scenario 0, an A-segment vehicle model (with low-end trim level) is used in the service fleet. A French electric mix is used for recharging the vehicles. Finally, vehicles can be recharged continuously 24 hours a day and the charging stations are occupied continuously.
- In Scenario 1, the A-segment vehicle is replaced (in Scenario 0) by a high-end B-segment vehicle (with high-end trim level).
- In Scenario 2, the French electric mix ("low carbon") is replaced (in Scenario 0) by the German electric mix (high carbon footprint).
- In scenario 3, a constraint on the availability of vehicle recharging stations is added (in Scenario 0). It is considered that vehicles can only be recharged at night (8 hours out of 24) and the charging stations are occupied continuously during the night.

We, therefore, apply the two functional units to the two business models for these four scenarios.

4.5.1.1 GWP / Basic scenario (scenario 0)

The four simulations allow us to obtain the results in **Tableau 13** and **Figure 32**. The complete results containing all the service utilization variables can be found in **Tableau 16** (Appendices).

Tableau 13 Results GWP / Scenario 0

	2 years		4 years	
	BM1	BM 2	BM1	BM2
Charging speed (kW)	8.1	9.9	7.8	10.4
Number of charging stations	21	20	22	18
Battery mass (kg) / Capacity (kWh) / Autonomy (km)	238 / 24 / 188	87 / 8.8 / 73	238 / 24 / 188	131 / 13.2 / 108
Global impact (kg CO2-eq)	1,12E+06	1,56E+06	2,24E+06	1,99E+06
Infrastructure impact (kg CO2-eq)	3,34E+04	4,33E+04	6,68E+04	6,81E+04
Vehicles Manufacturing Impact (kg CO2-eq)	9,18E+05	1,34E+06	1,84E+06	1,59E+06
Vehicles use impact (kg CO2-eq)	1,41E+05	1,33E+05	2,82E+05	2,71E+05
Vehicles end of life (kg CO2-eq)	2,55E+04	5,30E+04	5,10E+04	5,63E+04
Cost (euros)	1,63E+06	2,44E+06	3,25E+06	3,64E+06
Cost operators (euros)	5,18E+05	1,45E+06	1,04E+06	1,88E+06
Vehicles consumption cost (euros)	3,68E+05	3,77E+05	7,36E+05	7,34E+05
Warehouse cost (rental + consumption) (euros)	2,78E+05	2,61E+05	5,56E+05	4,59E+05
Battery cost (euros)	4,64E+05	3,53E+05	9,27E+05	5,63E+05

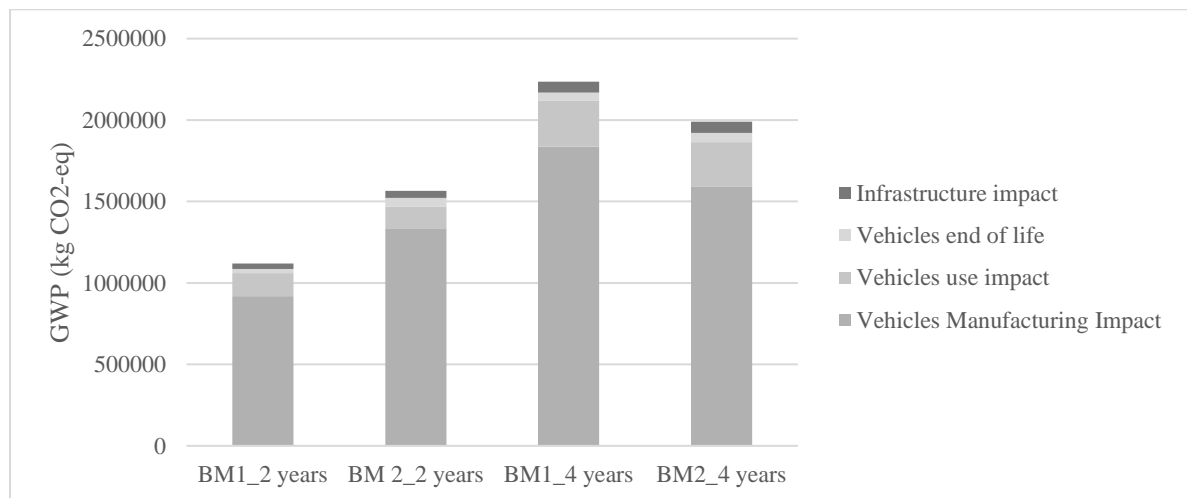


Figure 32 Results BM1/BM2 GWP indicator

We can therefore observe that for two years, BM1 is preferable to BM2. In BM1, after two years, vehicles leave the service for second use and that justifies why a smaller part of the impacts manufacturing is attributed to service compared to the BM2. For a service operating period of four years, the BM2 becomes preferable to the BM2 concerning the GWP indicator. This is explained by a greater amortization of the impacts of vehicle manufacturing after four years. For the BM2, the vehicles being renewed after two years, it is simply considered that the value of the service impact indicator over four years is twice that for two years. For the BM2, the optimum battery mass to minimize the impact of service is 131 kg. We, therefore, conclude that a 238 kg battery as is the case in the BM1 is not necessary

with the BM2 and allows a strong reduction in the impact of service. Regarding the optimal battery recharging speed, there is not much difference between the two business models. In contrast, BM2 has a higher cost indicator value than BM1. This is explained by the fact that a battery with a lower capacity will lead to a higher frequency of recharging the vehicles and therefore a longer travel time of the vehicles by the operators. This is why we observe a much higher operator cost in the BM2.

4.5.1.2 GWP / other scenarios

We, therefore, apply the two functional units to the two business models for the three other scenarios.

Tableau 14 and Figure 33 show the main results obtained.

Tableau 14 Results for the 4 scenarios (GWP)

	BM2_Scenario 0		BM2_Scenario 1		BM2_Scenario 2		BM2_Scenario 3	
	2 years	4 years	2 years	4 years	2 years	4 years	2 years	4 years
Charging speed (kW)	9.9	10.4	10	11.4	19.3	20.1	17	17.3
Number of charging stations	20	18	20	17	11	10	37	34
Battery mass (kg)	87	131	89	121	104	141	100	138
Global impact (kg CO2-eq)	1,56E+06	1,99E+06	2,12E+06	2,56E+06	2,80E+06	4,41E+06	1,61E+06	2,06E+06
Global impact (%)	78,7%	100,0%	106,7%	128,6%	140,8%	221,5%	80,8%	103,4%
Infrastructure impact (kg CO2-eq)	4,33E+04	6,81E+04	3,90E+04	6,33E+04	1,89E+05	2,96E+05	6,23E+04	1,08E+05
Vehicles Manufacturing Impact (kg CO2-eq)	1,34E+06	1,59E+06	1,86E+06	2,11E+06	1,37E+06	1,63E+06	1,36E+06	1,62E+06
Vehicles use impact (kg CO2-eq)	1,33E+05	2,71E+05	1,50E+05	3,03E+05	1,19E+06	2,42E+06	1,34E+05	2,72E+05
Total cost (euros)	2,44E+06	3,64E+06	2,18E+06	3,45E+06	2,12E+06	3,34E+06	2,51E+06	4,00E+06
Cost operators (euros)	1,45E+06	1,88E+06	9,95E+05	1,43E+06	1,19E+06	1,74E+06	1,25E+06	1,78E+06
Vehicles consumption cost (euros)	3,77E+05	7,34E+05	4,08E+05	8,05E+05	3,71E+05	7,32E+05	3,73E+05	7,33E+05
Warehouse cost (rental + consumption) (euros)	2,61E+05	4,59E+05	2,60E+05	4,47E+05	1,45E+05	2,59E+05	4,81E+05	8,95E+05
Battery cost (euros)	3,53E+05	5,63E+05	5,21E+05	7,63E+05	4,13E+05	6,05E+05	3,98E+05	5,92E+05

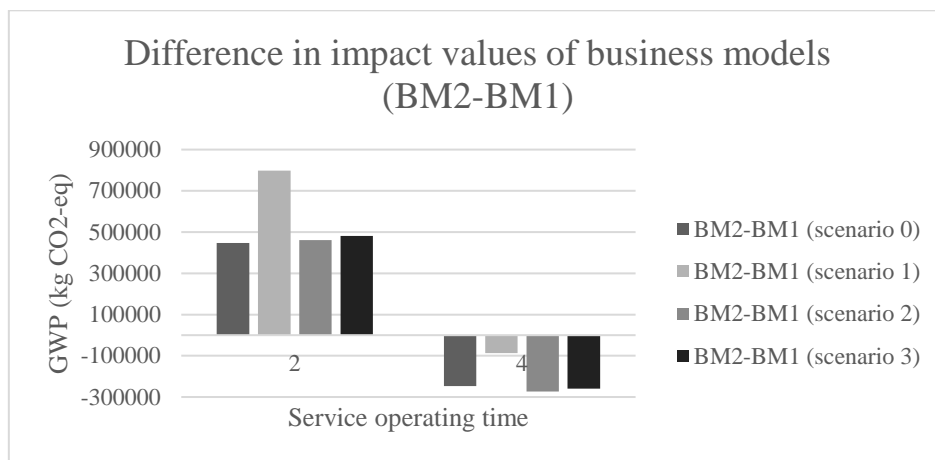


Figure 33 Results BM1/BM2 4 scenarios (GWP)

The choice of the scenario has a major influence on the service configuration (optimized values of battery mass, recharging speed, and the number of recharging stations). We can see in Table 3 for each scenario the optimal service configuration to minimize the service impact (GWP). For scenario 1, we obtain a lower battery mass than in the other scenarios, which compensates for the high impacts of the manufacturing of the B-segment vehicle (high-end trim). For scenario 2, we obtain a higher optimal battery mass which makes it possible to reduce the use of vehicles by operators and therefore the overall electricity consumption of vehicles obtained from a German "high carbon" electricity mix. For scenario 3, the number of optimal charging stations is necessarily higher because the vehicles can be recharged only eight hours a day. In Figure 4, we find the difference in the impact indicator values of BM2 and BM1 for the four scenarios and service life of two and four years. For each scenario, the BM2 is more efficient in terms of GWP for a service life of 4 years. For scenario 1, when the vehicle model is a larger vehicle with a high-end trim, the gap between the two business models is greatly reduced. The BM2 is less attractive for this scenario.

4.5.2 Minimization of other indicators: EP, ADP, and COST

4.5.2.1 Comparison of business models

For each of the other three indicators, the results were obtained using the resolution of the CSPs by minimizing the indicator studied. We, therefore, obtain for each indicator the minimum value of the indicator and the associated service configuration. These results are obtained for the two operating periods (2 years and 4 years) and the two business models. The base scenario (scenario 0) is used for the following results. In **Figure 34**, we can see that for the four indicators, BM2 becomes preferable to

BM2 for a service life of four years. For the abiotic resource depletion potential indicator (ADP) and the cost indicator (COST), the gap between the two business models is greatly reduced.

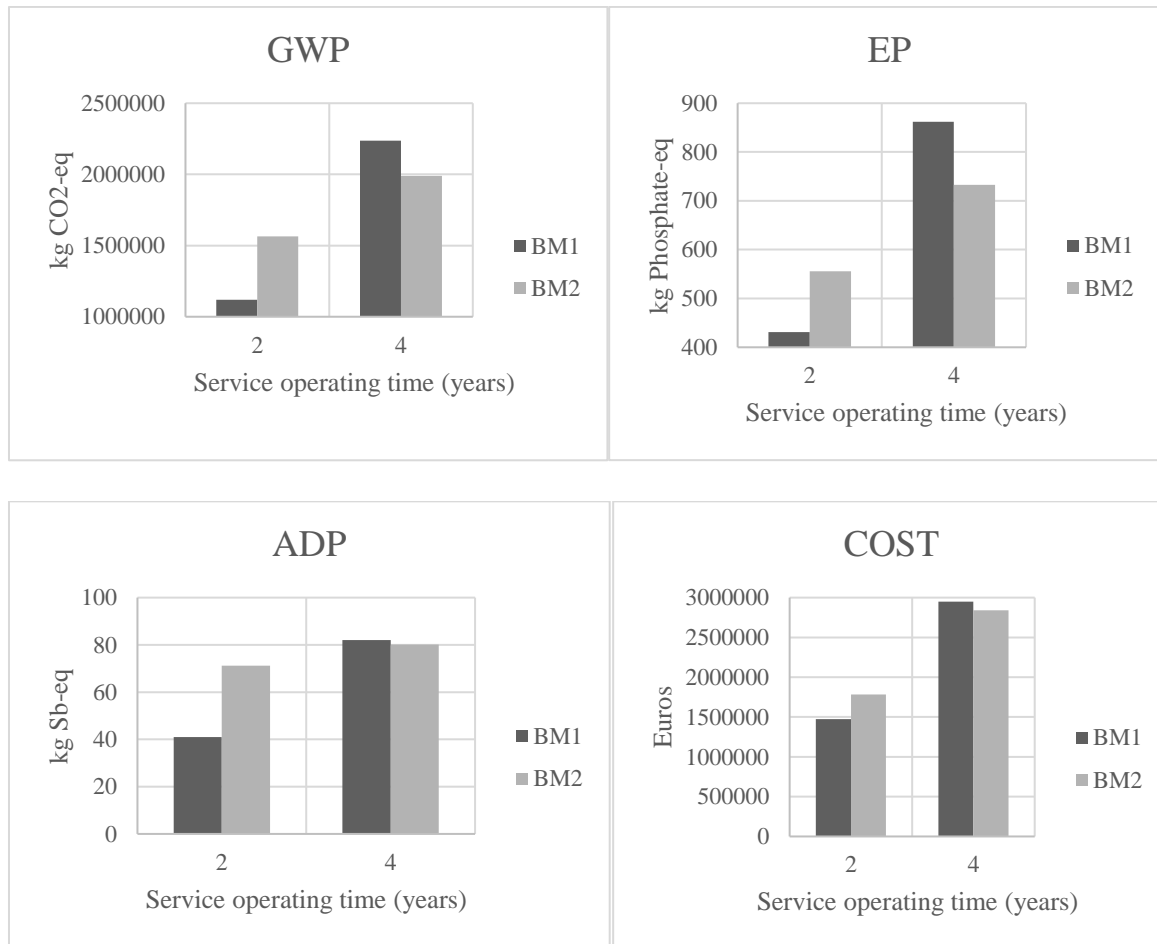


Figure 34 Results BM1/BM2 (4 indicators)

4.5.2.2 Study of the influence of the minimization of one indicator on the values of the other indicators

In **Tableau 15**, we obtain for each indicator the optimal service configuration (battery mass, charging speed, number of charging stations) as well as the minimized value of the indicator and the values of the 3 other indicators (+ Photochemical ozone creation potential / POCP). These results are obtained for BM2 and a service operating period of 4 years (scenario 0). On each line, we can observe the optimal service configuration allowing us to minimize an indicator as well as the value of the other indicators. In Figure 38 (Appendices), we can see a radar chart on which we find the four configurations of the service allowing us to minimize the four indicators of the study. This allows us to study the influence of

the minimization of an indicator on the service configuration and the values of the other indicators. In this graph, the reference configuration is the one that minimizes the cost indicator (COST).

Tableau 15 Results BM2 / 4 years (4 indicators)

Minimized indicator	Battery mass (kg)	Charging speed (kW)	Number of charging stations	Valeur GWP (kg CO2-eq)	Valeur COST(euros)	Valeur EP (kg Phosphate-eq)	Valeur POCP (kg C2H4 eq)	Valeur ADP (kg Sb-eq)
CO2	131	10.4	17.6	1989274	3636349	755	1311	82.2
EP	127	6	29.5	2001601	3989927	750	1301	81.9
ADP	180	6.4	26.9	2071884	3505041	797	1351	80.2
COST	265	46.3	4.5	2325634	2841534	935	1562	86.7

4.5.3 Study of the effects of battery mass and recharging speed

The results showed that the service configurations obtained by minimizing the GWP indicator on one side and the COST indicator on the other are quite far apart. It is therefore difficult to establish a compromise that will reduce environmental impacts while limiting industrial production costs. In this section, we, therefore, focus on the GWP and COST indicators for BM2 over a four-year operating period.

Battery mass and recharging speed are the two main operating variables to be dimensioned to minimize COST and GWP indicators. (The number of charging stations is directly related to the recharging speed). The graph below (**Figure 35**) shows a chart on which the iso-mass (battery) and iso-speed of recharging curves have been represented.

Each iso-speed curve corresponds to the min GWP function as a function of battery mass. These are obtained by setting the variable recharging speed and minimizing the GWP indicator for several battery masses. For each simulation (corresponding to a mass), a pair of values of the GWP (minimized) and COST indicators is obtained. With the help of several simulations, it is possible to draw an iso-speed curve. Six iso-speed curves are drawn (6, 11, 16, 26, 36, and 46 in kW). For each iso-mass curve, the process is repeated, this time fixing the battery mass variable. Seven iso-mass curves are plotted (131, 148, 177, 206, 235, 264, and 293 in kg).

This plot allows us first to analyze the influence of the two parameters on the two indicators. In particular, we can see that the mass has a major influence on the value of the GWP indicator, which is not the case for the recharging speed. The influence of the mass on the COST is more important when the recharging speed is low. The influence of mass on the COST is greater when the recharging speed is low, while the influence of the recharging speed on the COST is greater when the battery mass is high.

The results found in the first part can be found on this graph. In particular, we find the minimum value of the GWP for a mass of 131 kg and a recharging speed close to 11 KW. We also find the point where the COST value is minimal for a mass of 264 kg and a recharging speed close to 46 KW. This graph can be used as a decision aid to establish a compromise between the environmental and economic performance of the service.

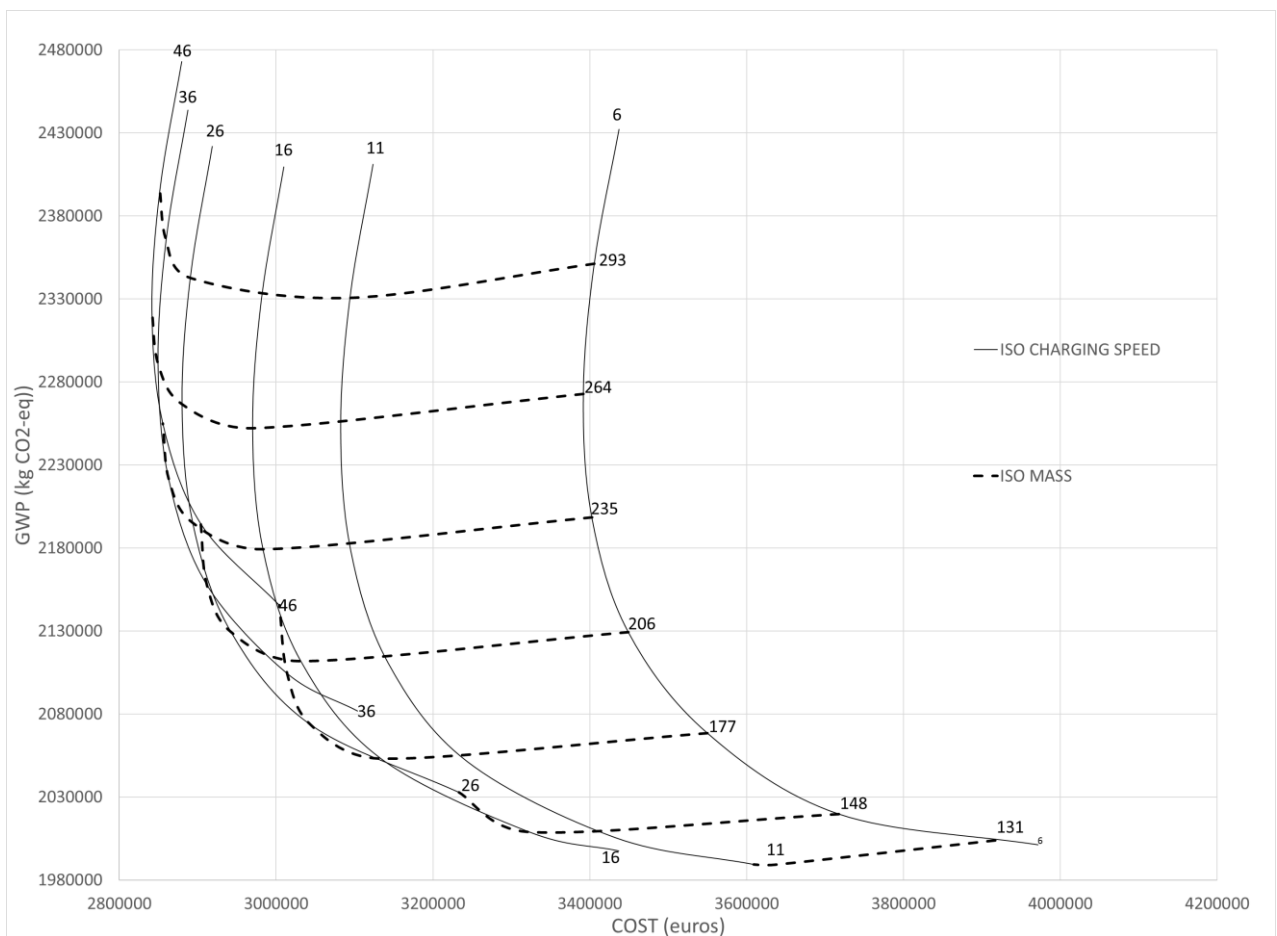


Figure 35 Iso recharging speed and iso mass plots

4.5.4 Data Uncertainties / Input Sensitivity

We look at the influence of a 5% increase in the value of each input data on the minimized value of the overall service impact (GWP) and on the optimized value of the associated vehicle battery mass. For these simulations, we are again in the case of scenario 0, for a service life of 4 years. The results are shown in **Tableau 17** (Appendices). These results confirm that the input data set does not have a major sensitivity to the output results except for the vehicle consumption value on urban trips. The use of

auxiliaries such as heating or air conditioning, which has a major influence on vehicle consumption, therefore has important consequences on the impacts of the service. Similarly, this confirms that the adoption of eco-driving by service users can be an important lever for reducing the impacts of the service.

4.6 Conclusion

Thanks to the results obtained, it is possible to demonstrate an interest in eco-designing vehicles specifically for service use. For the four selected indicators, it has been seen that with the business model integrating the dimensioning of batteries for electric vehicles and service life of the vehicles of four years, better performance was obtained. The proposed model adapted to the CSPs and their resolution allows us to obtain the ideal service configuration allowing us to minimize each of the four indicators of the study independently of the value of the other three indicators.

Concerning the GWP, the different scenarios explored confirmed the interest of the second business model even the advantage is considerably reduced if customers are provided with high-end electric vehicles in segment B. The values of vehicle battery mass and recharging speed obtained by the resolution of the CSPs are different from one scenario to another. For the battery mass, there is a maximum difference of 20 kg from one scenario to another, while for the recharging speed there is a maximum difference of 10 kW, which is far from negligible. We can therefore conclude that depending on the electric mix used, the vehicle model or the recharging strategy of the vehicles, the dimensioning of the batteries and the infrastructures will not be the same.

The model developed allows us to obtain the value of the minimized indicator but also the value of the other indicators. This allows us to establish a compromise between the minimization of the different environmental indicators and the industrial cost indicator. To minimize the GWP and EP indicators, we obtain two similar service configurations with, in particular, a much lower battery mass than the values obtained by minimizing the other indicators (127 and 131 kg). To minimize the ADP indicator, it is necessary to size a heavier battery (180 kg). Regarding the recharging speed, the value obtained is similar to that obtained by minimizing the EP indicator. Finally, to minimize the cost indicator, a much higher battery mass, and recharging speed are obtained than for the other indicators (265 kg and 46 kW).

To better understand the influence of battery mass and recharging speed on service impacts and costs, a plot on which the iso-mass (battery) and iso-speed curves were represented was produced. This chart allows us to evaluate the effects of battery mass and recharging speed on the COST and GWP indicators. The graph obtained from this plot is a decision support tool to establish a compromise between minimizing the impact of the service and limiting the costs borne by the service provider. In the model

proposed in this paper, the performance of the service in terms of attractiveness for the customer is not taken into account. It could be interesting to integrate an attractiveness indicator to study a compromise between minimizing environmental impacts and improving the attractiveness of the service.

4.7 References

- Amaya, J., Lelah, A., Zwolinski, P., 2014. Design for intensified use in product-service systems using life-cycle analysis. *Journal of Engineering Design* 25, 280–302. <https://doi.org/10.1080/09544828.2014.974523>
- Becker, H., Ciari, F., Axhausen, K.W., 2017. Comparing car-sharing schemes in Switzerland: User groups and usage patterns. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 97, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.01.004>
- Briceno, T., Peters, G., Solli, C., Hertwich, E., 2005. Using life cycle approaches to evaluate sustainable consumption programs: car-sharing. *Program for industriell økologi*.
- Corti, D., Fontana, A., Montorsi, F., 2016. Reference data architecture for PSSs life cycle inventory. *Procedia CIRP* 47, 300–304. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.033>
- Dal Lago, M., Corti, D., Wellsandt, S., 2017. Reinterpreting the LCA standard procedure for PSS. *Procedia CIRP* 64, 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.03.017>
- Delhi, S.I.-N., 2016. Automotive revolution & perspective towards 2030. *Auto Tech Review* 5, 20–25. <https://doi.org/10.1365/s40112-016-1117-8>
- Faria, R., Marques, P., Moura, P., Freire, F., Delgado, J., de Almeida, A.T., 2013. Impact of the electricity mix and use profile in the life-cycle assessment of electric vehicles. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 24, 271–287. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.063>
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., Klüppel, H.-J., 2006. The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int J Life Cycle Assessment* 11, 80–85. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>
- Firnkorn, J., Müller, M., 2015. Free-floating electric carsharing-fleets in smart cities: The dawning of a post-private car era in urban environments? *Environmental Science & Policy* 45, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.09.005>

Gao, P., Kaas, H.-W., Mohr, D., Wee, D., 2016. Disruptive trends that will transform the auto industry. McKinsey & Company 1, 1–9.

Garcia, J., Millet, D., Tonnelier, P., Richet, S., Chenouard, R., 2017. A novel approach for global environmental performance evaluation of electric batteries for hybrid vehicles. *Journal of Cleaner Production* 156, 406–417. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.035>

Guyon, O., Millet, D., Garcia, J., Margni, M., Richet, S., Tchertchian, N., Unpublished results. Prioritisation of modelling parameters of a free-floating car-sharing system according to their sensitivity to the environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*.

IBEX library homepage, 2020 [WWW Document], n.d. URL <http://www.ibex-lib.org/home> (accessed 10.28.20).

Kamargianni, M., Li, W., Matyas, M., Schäfer, A., 2016. A critical review of new mobility services for urban transport. *Transportation Research Procedia* 14, 3294–3303. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2016.05.277>

Katzev, R., 2003. Car sharing: A new approach to urban transportation problems. *Analyses of Social Issues and Public Policy* 3, 65–86. <https://doi.org/10.1111/j.1530-2415.2003.00015.x>

Kjaer, L.L., Pagoropoulos, A., Schmidt, J.H., McAloone, T.C., 2016. Challenges when evaluating product/service-systems through life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 120, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.048>

Liang, Y., Su, J., Xi, B., Yu, Y., Ji, D., Sun, Y., Cui, C., Zhu, J., 2017. Life cycle assessment of lithium-ion batteries for greenhouse gas emissions. *Resources, Conservation and Recycling* 117, 285–293. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.08.028>

Louvet, N., Godillon, S., n.d. Enquête nationale sur l'autopartage. L'autopartage comme déclencheur d'une mobilité alternative à la voiture particulière, 6T-Bureau de recherche.

Luo, H., Kou, Z., Zhao, F., Cai, H., 2019. Comparative life cycle assessment of station-based and dock-less bike sharing systems. *Resources, Conservation and Recycling* 146, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.003>

Martin, E., Shaheen, S., Lidicker, J., 2010. Impact of carsharing on household vehicle holdings: Results from North American shared-use vehicle survey. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 150–158.

Mayyas, A., Qattawi, A., Omar, M., Shan, D., 2012. Design for sustainability in automotive industry: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 1845–1862. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.01.012>

Mont, O.K., 2002. Clarifying the concept of product-service system. *Journal of Cleaner Production* 10, 237–245. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(01\)00039-7](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(01)00039-7)

Nansai, K., Tohno, S., Kono, M., Kasahara, M., Moriguchi, Y., 2001. Life-cycle analysis of charging infrastructure for electric vehicles. *Applied Energy* 70, 251–265. [https://doi.org/10.1016/S0306-2619\(01\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0306-2619(01)00032-0)

Nordelöf, A., Messagie, M., Tillman, A.-M., Ljunggren Söderman, M., Van Mierlo, J., 2014. Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment? *Int J Life Cycle Assess* 19, 1866–1890. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0788-0>

Pereirinha, P.G., González, M., Carrilero, I., Anseán, D., Alonso, J., Viera, J.C., 2018. Main Trends and Challenges in Road Transportation Electrification. *Transportation Research Procedia*, XIII Conference on Transport Engineering, CIT2018 33, 235–242. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2018.10.096>

Pretenthaler, F.E., Steininger, K.W., 1999. From ownership to service use lifestyle: the potential of car sharing. *Ecological Economics* 28, 443–453. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00109-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00109-8)

Roy, R., 2000. Sustainable product-service systems. *Futures* 32, 289–299. [https://doi.org/10.1016/S0016-3287\(99\)00098-1](https://doi.org/10.1016/S0016-3287(99)00098-1)

Rydén, C., Morin, E., 2005. *Mobility Services for Urban Sustainability*. Environmental Assessment Report WP 6. Stockholm: Trivector Traffic AB.

Shaheen, S.A., Cohen, A.P., 2013. Carsharing and personal vehicle services: worldwide market developments and emerging trends. *International journal of sustainable transportation* 7, 5–34.

Speirs, J., Contestabile, M., Houari, Y., Gross, R., 2014. The future of lithium availability for electric vehicle batteries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 35, 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.018>

Tchertchian, N., Millet, D., Yvars, P.A., 2016. The influence of the level of definition of functional specifications on the environmental performances of a complex system. EcoCSP approach. *International Journal of Sustainable Engineering* 9, 277–290.

Tsang, E., 1993. *Foundations of Constraint Satisfaction*. Academic Press.

Warburg, N., Forell, A., Guillon, L., Ginkgo21, H.T., Ginkgo21, B.C., 2013. ELABORATION SELON LES PRINCIPES DES ACV DES BILANS ENERGETIQUES, DES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE ET DES AUTRES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX INDUITS PAR L'ENSEMBLE DES FILIERES DE VEHICULES ELECTRIQUES ET DE VEHICULES. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie).

Wasserbaur, R., Sakao, T., Ljunggren Söderman, M., Plepys, A., Dalhammar, C., 2020. What if everyone becomes a sharer? A quantification of the environmental impact of access-based consumption for household laundry activities. Resources, Conservation and Recycling 158, 104780. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104780>

4.8 Appendices

Tableau 16 Results GWP / Scenario 0 (2nd part)

	2 years		4 years	
	BM1	BM 2	BM1	BM2
Utilization (by operators) rate (%)	0,7	2,1	0,7	1,3
Global utilization rate (%)	15,7	17,1	15,7	16,3
Total number of vehicles	304	304	608	304
Distance traveled by users (/vehicle) (km)	6,32E+04	6,32E+04	6,32E+04	1,26E+05
Total distance traveled (/vehicle) (km)	6,62E+04	7,19E+04	6,62E+04	1,38E+05
Number of recharges per vehicle	391	1094	391	1421
Charging speed (kW)	8,1	9,9	7,8	10,4
Charging time (min)	189	63	195	86
Number of cycles (battery life)	1446	1426	1449	1421
Lifetime battery (km)	2,45E+05	9,37E+04	2,45E+05	1,38E+05

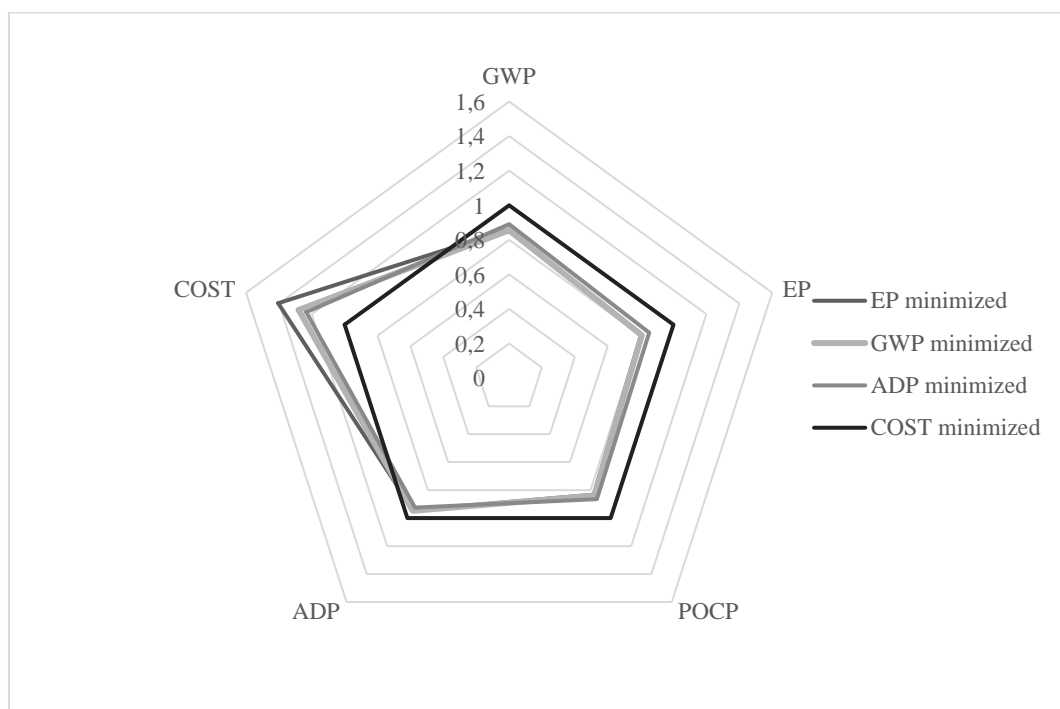


Figure 36 Comparison of the four service configurations

Tableau 17 Sensitivity analysis

Input parameters	Value parameters	Value parameters + 5%	Service impact value (kg CO2-eq)	%	Mass (kg)	%
Reference values			1,989E+06		131	
Vehicle consumption (urban trip)	11,5	12,1	2,039E+06	2,5	138	5.3
K1 (Mass battery / Capacity)	9,9	10,4	2,018E+06	1,5	137	4.6
K2 (Impact manufacturing battery / Mass battery)	13,3	14	2,017E+06	1,4	131	0
K3 (Warehouse size / Number of charging stations)	17,25	18.1	1,990E+06	0,0	131	0
K4 (Warehouse consumption / Warehouse size)	800	840	1,990E+06	0,0	131	0
K5 (link charging speed / number of recharge cycles)	10,64	11.2	1,991E+06	0,1	131	0
Charging station Impact (kg CO2-eq)	3970	4168.5	1,991E+06	0,1	131	0
Electric mix (kg CO2/ kWh)	0.0639	0.0671	2,005E+06	0,8	131	0
Manufacturing impact (all vehicle excluding battery)	3500	3675	2,043E+06	2.7	131	0

CHAPITRE 5. ARTICLE 3: Integration of a customer satisfaction indicator in the eco-design of a free-floating car-sharing service based on the QFDE Method

Abstract:

An Eco-designed product is a product accepted by the user. In this paper, the influence of taking into account customer satisfaction on the eco-design of an electric free-floating car-sharing service is studied. For this purpose, a constraint modeling of the system based on the combination of an adaptation of the vehicle life cycle assessment (LCA) methodology and a Quality function deployment for environment (QFDE) matrix has been carried out. Thanks to the QFD matrix, a customer satisfaction indicator was created and could be used as a constraint for the use of constraint satisfaction problems (CSPs) to minimize the environmental impacts of the service. In this study, two environmental indicators are studied: Global Warming Potential (GWP) and Abiotic Depletion Potential (ADP). An economic indicator was added to calculate the operating costs of the service during the service's operating life. Through the use of CSPs, it is possible to first obtain the optimal configurations of the service that minimize each indicator of the study independently of the values of the other indicators. The main variables dimensioned for the service are the battery capacity of the electric vehicles, the total mass of the vehicles (excluding the battery), the trim level of the vehicles, the use of auxiliaries (air conditioning and heating), the recharging speed of the vehicles and the residual range threshold of the vehicles before recharging. Finally, it is possible to study the influence of the minimum attractiveness score imposed on the minimization of environmental indicators and consequently on the sizing of service configuration variables.

5.1 Introduction

For several years now, the automotive industry has been undergoing real energy and technological transition (Delhi, 2016). New uses of vehicles are emerging to reduce the use of private cars. Indeed, in the context of global warming, the reduction in the use of private cars seems to be an important lever for reducing greenhouse gas emissions. Car manufacturers have understood the potential of these services and most have decided to launch their mobility services (Gao et al., 2016). Among these services is the free-floating car-sharing that is developing in large cities.

Despite the environmental benefits of modal shift from private car use, to our knowledge, there are few or no studies on the environmental optimization of these services or their eco-design. With the development of these types of services, it will become necessary to optimize their environmental performance and even to be able to eco-design these services. Indeed, in a competitive context, this could be a strong argument when cities call for tenders for the implementation of such a service. Today, free-floating car-sharing services mainly involve electric vehicles. This choice may already seem to be the first step to minimize the impacts of the service; however, these vehicles are not designed for specific use in such a service. It would be relevant to reduce the environmental impacts of these services but it is necessary above all to ensure their durability. Indeed, if the reduction of environmental impacts leads to an increase in operating costs or too great a reduction in customer satisfaction with the service, the durability of the service will not be ensured. A decrease in the attractiveness of these services can further slow down the modal shift from private car use to this type of service. It can sometimes be beneficial to degrade the environmental performance of a product (or service) in order to ensure the durability. This is why it is necessary to take into account customer satisfaction and the operating costs of the services with a view to environmental optimization and the eco-design of a free-floating car-sharing service.

In this paper, a methodology for creating and introducing a customer satisfaction indicator in the environmental optimization of a free-floating car-sharing service is presented. This indicator is created using a Quality function deployment for environment (QFDE) matrix and the results of a field survey based on the Kano model (KANO, 1984). Modeling of the service based on the QFDE matrix and the adaptation of the life cycle assessment (LCA) methodology of a vehicle allows the minimization of the environmental impacts of the service through the use of constraint satisfaction problems (CSPs). The customer satisfaction indicator in the form of an imposed minimum attractiveness score is introduced as a constraint in the resolution of the CSPs for an objective of minimizing one of the environmental indicators taken into account in the study. This process, therefore, makes it possible to study the influence of the attractiveness score on the minimization of the impacts of the service and the dimensioning of the variables of the associated service. Two environmental indicators are taken into account in this study: the Global Warming Potential (GWP) and the Abiotic Depletion Potential (ADP). These indicators are calculated using the CML method (January 2016) (“CML-IA Characterisation Factors,” n.d.). The GWP is an indicator that aims to group under a single value the added effect of all substances contributing to the increase of the greenhouse effect. The ADP indicator refers to the measurement of the use of non-renewable mineral resources for energy production. This indicator has a lot of uncertainties but in the context of electrification of mobility, an indicator on the depletion of the earth's crust in metals must be taken into account in an unavoidable way (team, 2010).

The results obtained can help in the decision-making process for the design of vehicles and infrastructures of a free-floating car-sharing service to minimize these environmental impacts while maintaining customer satisfaction and controlling the service's operating costs.

5.2 Background

5.2.1 Free-floating electric car-sharing

By definition, car sharing is the shared use of a fleet of vehicles by different users, for a short period and by subscription. Car-sharing today comes in several forms. In particular, there is B2B (business-to-business) car-sharing, which corresponds to the provision of a fleet of vehicles within a company. On the other hand, B2C (business-to-consumer) carsharing is very developed in large cities (Becker et al., 2017). In this case, the service provider provides vehicles that individuals can rent on a short-term basis. For services set up in urban areas, the vehicles used are, for the most part, electric. Today the most common business model in large cities is the free-floating model. This model allows users to take and leave vehicles anywhere in a limited area via a smartphone application (Firnkorn & Müller, 2015). Service operators move the vehicles to a warehouse to reload and clean them before repositioning them in strategic locations. This paper focuses exclusively on B2C free-floating car-sharing.

5.2.2 Environmental optimization of free-floating car-sharing services

Studies have already shown the value of these types of service, which could lead to a modal shift from private car use to the use of these services in combination with other means of transport. A study in the Netherlands has shown that users of B2C car-sharing service travel 15% to 20% fewer car kilometers and own 30% fewer private cars than before using the service (Nijland and van Meerkerk, 2017). The implementation of these services would also lead to a decrease in the car fleet because users would forego the purchase of a car when using these services (Martin et al., 2010). Rydén and Morin (2005) estimate that a vehicle in service is 17% more efficient than a private vehicle. Despite this, Briceno et al. (2005) have stressed the importance of considering the rebound effects of car sharing. Indeed, the savings achieved through the adoption of these services may lead to new household expenditures such as air travel for example that may be linked to new environmental impacts. These rebound effects may reduce the environmental benefits of these services and this is an additional reason for optimizing the environmental performance of these services.

Environmental issues have become unavoidable in the automotive industry for several decades, with the primary objective of reducing CO₂ and pollutant emissions during vehicle use. However, impacts during the use phase are not the only impacts related to the vehicle and that is why car manufacturers use the life cycle assessment (LCA) methodology. This tool quantifies environmental impacts according to several indicators for all stages of a car's life cycle: manufacturing, use, and end of life. LCA is applied following the ISO 14040 and 14044 standards (Finkbeiner et al., 2006). For car-sharing services and more generally for Product-Service Systems (PSS), there are no standards that allow the LCA methodology to be applied directly. Several authors have worked to propose guidelines for its application to these types of services (Dal Lago et al., 2017; Kjaer et al., 2016; Luo et al., 2019). This adaptation remains very complicated due to the complexity of their modeling (Corti et al., 2016). Infrastructure is necessary to ensure the smooth operation of such a service and must be taken into account in the LCA of the service (Dal Lago et al., 2017). It is, therefore, necessary to make several conventions and assumptions to adapt the methodology of the vehicle LCA to the case of a free-floating car-sharing service. This methodology is essential for analyzing and optimizing the environmental performance of the service.

5.2.3 Customer satisfaction with free-floating car-sharing services

Car-sharing services are part of the product-service systems category. A PSS should be defined as a system of products, services, networks, and supporting infrastructure designed to be competitive, responsive to customer needs, and have less environmental impact than traditional business models (O. K. Mont, 2002). A free-floating car-sharing service is considered a PSS because of these environmental benefits compared to traditional car mobility solutions. As a PSS, it must meet customer needs to ensure its durability. It is, therefore, necessary to take into account the satisfaction of the service's customers when designing or optimizing the environmental impact of a free-floating car-sharing service. Improving the attractiveness of the service could accelerate the modal shift from private car use to the use of the service. This argument further justifies the need to integrate customer satisfaction into the process of service optimization or eco-design. To our knowledge, no real studies are dealing with the environmental optimization of these services taking into account their commercial attractiveness. In this paper, an attractiveness indicator created from a QFDE matrix is integrated into the model in the form of a minimum attractiveness score to be reached. This makes it possible to take into account the satisfaction of the users of the service and to study its influence on environmental optimization.

5.3 Modeling and methodology

In this section, the system modeling is presented. The objective is to establish a parameterization of the free-floating car-sharing PSS based on the service elements that are related to both environmental impacts and service customer satisfaction. The use of a QFDE matrix will first determine the service elements with a major influence on customer expectations in terms of attractiveness, which need to be included in the modeling. In a second step, this matrix will allow the creation of the attractiveness indicator that will be used in the optimization process using CSPs. The adaptation of the vehicle LCA methodology to the service case will in turn allow a relationship to be established between the system parameters and the output environmental indicator.

5.3.1 QFDE / Kano

To integrate commercial attractiveness into the service's eco-design process, a QFDE (Quality Function Deployment for Environment) approach was used. The advantage of this approach is the simultaneous consideration of conventional design factors and environmental aspects at the design stage (Masui et al., 2008). This matrix will allow the translation of customer requirements into system parameters that will subsequently be introduced into the modeling. This method allows the identification of improvement strategies in ecodesign (Bereketli and Erol Genevois, 2013). The QFDE approach is most often used for product eco-design, however, it can also be applied to PSS (Peruzzini et al., 2014). To create the QFDE matrix, it is important to identify the needs of the service's customers and to quantify the importance they give to these different expectations. In general, this can be done using data based on a field survey of potential service customers. For this field survey, a questionnaire following the Kano model is used. The Kano model is based on the principle that a function/characteristic of the product/service that leads to customer satisfaction does not necessarily lead to customer dissatisfaction if this function/characteristic is missing (KANO, 1984). The Kano principle is now considered the most accurate way to determine the importance of a customer need (Tontini, 2007).

Based on individual interviews with business developers of free-floating car-sharing services, eight customer requirements (CR) were selected (see first column of **Tableau 20**).

From the results of the questionnaire based on the Kano model it was possible to assess the importance users gave to each of these CR. 20 responses from PhD students of automotive manufacturer Stellantis (between 25 and 30 years old) were collected. For each CR, two questions are asked: one on the presence of the function fulfilling the need (CR) and one on its absence according to the Kano principle explained previously. This questionnaire was done in two parts: a first part in which the respondent must put

himself in the place of a regular customer (RC) who uses the service daily for commuting and a second part in the place of an occasional customer (OC) who uses the service occasionally for leisure. We, therefore, distinguish between the responses of the questionnaire's clients according to these two profiles. To evaluate the Customer Importance (CI) to each CR (for both user profiles) based on the results of the questionnaire, the method of Berger et al. (1993) is used. In this method, the customer importance coefficient of each CR is determined from the following equation:

$$\text{Customer importance} = \text{Max}(|SI|, |DI|)$$

Where SI and DI are the indices of satisfaction and dissatisfaction (Berger et al., 1993).

$$SI_i = \frac{A_i + O_i}{A_i + O_i + M_i + I_i}$$

$$DI_i = -\frac{M_i + O_i}{A_i + O_i + M_i + I_i}$$

Where A_i , O_i , M_i , and I_i represent the count of Attractive, One-dimensional, Must-be and Indifferent obtained for each Client requirement (CR_i) (Vezzetti & Violante, 2015). To count them for each CR_i, it is necessary to use the answers from the questionnaire and **Tableau 18**. These are the results of the Kano questionnaire for the CR “Sufficient residual autonomy” for the regular user profile.

Tableau 18 Kano evaluation table

		Dysfunctional (the feature is absent)				
		like	Must-be	Neutral	Live with	Dislike
Functional (the feature is present)	like	Q	A=2	A	A=8	O=2
	Must-be	R	I	I	I=2	M=6
	Neutral	R	I	I	I	M
	Live with	R	I	I	I	M
	Dislike	R	R	R	R	Q

For this example, $SI = 12/20$ $DI = -8/20$

Customer Importance = $\text{Max} (|SI|, |DI|) = 12/20 = 6/10$

The Customer importance value is the highest absolute value of SI or DI, which gives more weight to requirements that bring more satisfaction when present or more dissatisfaction when absent. As the absolute values of SI and DI vary between 0 and 1, a factor of 10 is used to respect a scale of 0 to 10. For the CR “Sufficient residual autonomy” and the regular user profile, the Customer Importance is equal to 6 with this scale of 0 to 10. **Tableau 19** shows all the coefficients of Customer importance for

the two user profiles of the service. It will be possible to study the influence of the service user profile in the results.

Tableau 19 Customer importance for RC and OC profile

Customer requirements	Customer importance RC profile	Customer importance OC profile
Vehicle availability	9	4
Parking	6	5
Sufficient residual autonomy	8	5
Vehicle capacity	6	8
Thermal comfort	5	4
High-end vehicles	7	6
Cleanliness	10	10
Safety	7	7

The next objective was to determine the service parameters that were related to these eight CR and then to establish the degree of contribution of each parameter to the achievement of customer needs satisfaction to complete the QFDE matrix. For this part, a workshop bringing together a group of experts was organized. In a simplified approach, four parameters directly related to the design of the electric vehicle used in the service and two parameters related to the business model of the service were selected (see the first row of **Tableau 20**). These six parameters will be included in the system modeling that will be presented in the next section. The QFDE matrix in **Tableau 20** was obtained. The coefficients 1, 3, and 9 of the matrix reflect the contributions of the parameters to the achievement of customer needs satisfaction, respectively.

Tableau 20 QFD Matrix

	Customer importance	Design vehicles Parameters				Design service parameters	
		Battery capacity	Body mass	Trim level	heating/air conditioning options	Speed charging	Minimum residual autonomy threshold
Vehicle availability		9			3	9	3
Sufficient residual autonomy					1		9
Parking			9				
Vehicle capacity			9				

Thermal comfort		3			9		
Cleanliness		3			1		1
High-end vehicles			3	9	3		
Safety			9				

These results may be useful first of all to confirm or not the need to integrate all parameters in the modeling. Indeed, if a technical criterion has a minor influence on customer satisfaction and the environmental impacts of the service, it may not be necessary to spend time introducing it into the modeling.

5.3.2 System boundaries

Figure 37 shows a graphical representation of the free-floating car-sharing product-service system. The subsystems and elements present in the diagram are included in the modeling.

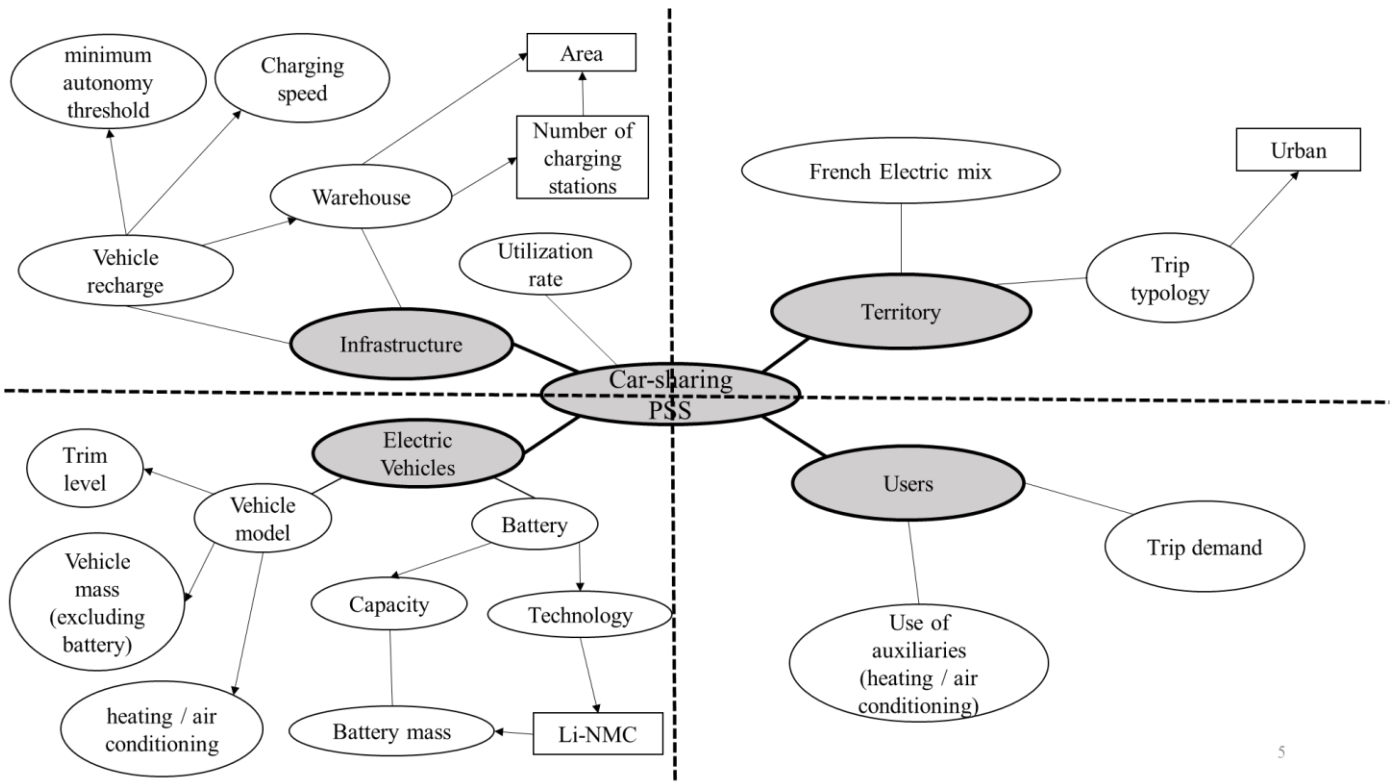


Figure 37 Graphical representation of the system

The system is divided into four sub-systems: vehicles, infrastructure, users, and territory.

- In the territory subsystem, the elements taken into account are the electric mix used to recharge electric vehicles and the type of route. In the study, only one type of urban trip is considered, representative of the trips made by the users of the service.
- In the user subsystem, two elements are taken into account: the travel demand of service users over a given period which is considered as a fixed input, and the use of auxiliary heating and air conditioning by service users which will have an impact on vehicle consumption.
- In the vehicle subsystem, the four parameters from the QFDE matrix are included: vehicle mass (excluding battery), trim level, battery capacity, and the presence of auxiliary heating and air conditioning in the vehicles.
- In the infrastructure subsystem, the elements related to vehicle recharging are considered. In this model, it is considered that the vehicles that reach the minimum threshold of residual autonomy are moved by service operators to a logistics warehouse where charging stations are located. When the vehicles are recharged, operators are in charge of putting them back on the road in the service deployment area. The elements included in this sub-system are the warehouse characterized by its surface area and the number of charging stations installed, the recharging speed of the vehicles, and therefore the minimum threshold of residual autonomy before returning to the warehouse.

5.3.3 Modeling

The objective of the modeling is to establish a parameterization from the different elements of the system presented previously. The modeling presented in this paper is based on a modeling presented in a previous study (Guyon et al., 2021). To model the service and its use, simplifying assumptions have been made:

- The use of the service by the users is modeled by the realization of a single standard trip. It is assumed that all trips are made within the limited service area. This typical trip is considered as an urban trip with a distance d of 8 km and a duration t of 20 min. It is assumed that the trips made by the operators to drive the vehicles into the reloading warehouse are identical to this sample trip.

- A service life T of four years is considered. Calculated impacts will be calculated using this duration as a baseline.

- The number of trips made by users N over the operating time of service T is imposed as an input.

- The use of the vehicles in the service is considered homogeneous, which means that each vehicle in the fleet has the same usage data throughout the service. The fleet utilization rate is therefore the same as that of each vehicle. This utilization rate is required to be equal to 15%, which is representative of the target rate for a free-floating car-sharing service for reasons of profitability. Equation 1 is used to calculate the utilization rate of the service τ :

$$\tau = \frac{N \cdot t}{n \cdot T} \quad (3)$$

N : the number of standard trips made during the study period T (*imposed as input*)

t : the duration of the standard trip (*imposed as input*)

n : the number of available service vehicles

The parameters related to the design of the vehicle introduced into the modeling are found in **Tableau 21**.

Tableau 21 Vehicle parameters

Parameters	Options
Vehicle mass (excluding battery)	Variable (kg)
Trim level	Variable
Auxiliaries (heating/air conditioner)	No one conditioner / only heating / Both present
Battery mass	Variable (kg)
Battery capacity	Variable (kWh)
Vehicle autonomy	Variable (kilometers)
Number of charging cycles (battery lifetime)	Variable (between 1000 and 1500)
Battery lifetime	Variable (kilometers)

To link these parameters, hypotheses have also been put forward:

- Vehicles reach the end of their life when the battery is at the end of its life.
- The capacity of the battery is proportional to its mass.
- Battery life is directly related to battery capacity and vehicle consumption.
- Vehicle consumption is related to the type of trip (typical urban trip in the study), the use of auxiliaries (heating and air conditioning), and the total mass of the vehicle (with battery).

- The number of charge cycles of the battery during its life varies proportionally over the range [1000; 1500] depending on the recharging speed of the battery, which varies between 3 and 50 kW.

For the modeling of the infrastructures, the following parameters were introduced: the recharging speed of the vehicles, the number of recharging stations in the warehouse, the size of the warehouse, and the minimum residual autonomy threshold of the vehicles (in kilometers). It is assumed that vehicles can be recharged at any time and that the charging stations are occupied continuously (24/24). The parameters related to the service infrastructures introduced in the modeling are found in **Tableau 22**.

Tableau 22 Infrastructure parameters

Parameters	Options
The standard trip by operators	Urban (distance d , time t) (imposed as input)
Charging speed	Variable (Between 3 and 50 kW)
Number of charging stations	Variable
Size of warehouse	Variable
Minimum residual autonomy threshold	Variable (between 8 and 15 km)

5.3.4 LCA methodology

To link the modeling parameters presented in the previous section, the LCA methodology applied to a unitary vehicle based on the ISO 14040 and 14044 standards has been adapted to this system. This adapted methodology is also based on a previous study (Guyon et al., 2021).

The impacts considered in this study are those related to the following :

- Vehicle manufacturing
- Use of vehicles by service users (electricity consumption)
- Use of vehicles by service operators (electricity consumption)
- End of life of vehicles
- Manufacturing and installation of charging stations
- Warehouse energy consumption

Any other source of environmental impact is not taken into account. In particular, the impacts related to the digital infrastructures that enable the service to operate are not considered in this study.

To apply LCA to this system, a functional unit is used. The impacts mentioned above are calculated according to this functional unit. **Tableau 23** below shows the elements of the functional unit used.

Tableau 23 Functional unit parameters

Elements	Value
Service operating time, n	4 (years)
Number of trips made per year	1,200,000 trips per year
Standard trip characteristics	8 km, 20 minutes
Service utilization rate	15%
Service deployment area	Urban area (in France)
Number of vehicles available in the service	304
The standard trip by operators	8 km, 20 minutes

The number of vehicles available in the fleet is deduced from the other previous parameters using Equation 1.

Calculation of impacts in relation to the functional unit

Based on the model presented and the functional unit as input, it was necessary to use a method to calculate the impacts of the service related to the functional unit. The following assumptions have been made:

- The impacts taken into account are the life cycle impacts of the service's vehicles and the impacts related to infrastructure.
- Concerning the impacts directly related to the vehicles, only the impacts of the manufacture, use, and end of life of the service vehicles are taken into account in this study. For use impacts, only impacts directly related to the use of vehicles by service users are used. From the system of equations, we can directly link the variables of use of the service's fleet to the impacts. In the case of electric vehicles, there are only the impacts of electricity production to be calculated. A French electric mix is used for the production of electricity used by the vehicles
- The impact of vehicle use is directly related to the value of vehicle consumption. The consumption value of vehicles for an urban trip depends on the proposed model on the total mass of the vehicle but also on whether or not heating and air conditioning are used. To reflect the influence of the use of these auxiliaries, a coefficient is used to multiply the consumption of the vehicle without the use of heating or air conditioning. In the literature, a study shows that the consumption of a vehicle on an urban trip is multiplied by 2 when heating is on and by 1.2 when air conditioning is used (Lee et al., 2013). Based on these results and the weather conditions in France, we hypothesize that the average annual consumption of an electric vehicle is multiplied by 1.2 when heating and air conditioning are available to users in a free-floating car-sharing service.

- The manufacturing (and end-of-life) impacts of vehicles depend on the mass of the off-battery vehicles, the mass of the battery, and the level of finish of the vehicles. A function of these three parameters could be established thanks to the LCA results of several electric cars with different masses, battery capacities, and finish levels. These impacts are attributed to the service on a linear basis according to the distance traveled by the service vehicles. Indeed, the vehicle does not necessarily reach the end of its service life. That is why this linear allocation is used. If the vehicle reaches the end of its life at the end of the service's operating life, 100% of the impacts are logically attributed to the service. The impact allocation method presented in a previous study is reused here (Guyon et al., 2021). With the aim of eco-design of the service, vehicles are designed specifically for use in the service. It is assumed that 75% of the manufacturing and end-of-life impacts of the vehicles are therefore directly attributed to the service. The remaining impacts are attributed linearly according to the distance traveled by the vehicles in the service.
- Concerning the impacts related to infrastructure, we consider the impacts of the use of vehicles by operators to move them to the warehouse and to replace them. The method for calculating the impacts is the same as for the use of vehicles by users. Then the impacts of the manufacture and installation of charging stations in the warehouse are considered. An impact value for the GWP indicator found in the literature is used (Nansai et al., 2001). Finally, for the warehouse, the impacts related to the energy consumption of the warehouse (heating and lighting) are taken into account as a function of the size of the warehouse, which is directly proportional to the number of charging stations installed.

With this model, the system parameters are linked by a system of equations to an environmental indicator at the output. It will be possible to minimize the value of the indicator and determine the set of values of the service design parameters associated with this minimization. Only two environmental indicators are considered: Global Warming Potential (GWP) and Abiotic Depletion Potential (ADP). These are two environmental indicators commonly observed by car manufacturers (Garcia et al., 2015). From the model, it is possible to add other environmental indicators to the study.

In addition to these two environmental indicators, an economic indicator COST has been introduced to provide information on the operating costs of the service over its lifetime. This indicator is intended to take into account mainly infrastructure-related costs. The various costs taken into account in this indicator are as follows:

- Cost of employees in charge of moving the vehicles to re-charge them from the total distance traveled by the operators during the operating time
- Warehouse rental cost according to its surface area

- Cost of warehouse energy consumption (lighting and heating)
- Cost of vehicle power consumption

For vehicle-related costs, it is assumed that the vehicles are purchased by the service provider and their depreciation is included in the costs using the same allocation coefficient as for the impacts. In this cost model, it is assumed that the cost of vehicles is variable according to three parameters: the mass of the vehicle excluding the battery, the mass of the battery, and the trim level of the vehicle. This function was established based on the prices of several electric car models with different sizes, battery capacities, and trim levels. This cost model is based on the assumptions presented above and on interviews with the business developers of a free-floating car-sharing service. Depending on the service studied, it is important to adapt to this cost model to come as close as possible to the actual operating costs of the service.

5.3.5 Creation of the attractiveness indicator

In this paper, a method for creating a customer satisfaction indicator based on the QFDE matrix is proposed. The objective is to obtain an attractiveness score from the matrix coefficients, the Customer Importance scores obtained by the questionnaire based on the Kano model, and the values of the six parameters of the matrix. For this, in a first step, it was necessary to assign a score to each parameter according to its value. An evaluation scale from 1 to 10 was chosen. For each parameter, two functions of the parameter value are established:

- A "score maximization parameter" function is used in the case where the increase of the parameter value meets the customer requirement.
- A "score minimization parameter" function is used in the case where the parameter decrease meets the customer requirement.

It has been assumed that the function "score maximization parameter" is an increasing affine function of the parameter value which gives a score of 0 for the minimum value of the parameter and a score of 10 for the maximum value of the parameter. Conversely, the function "score minimization parameter" is a decreasing affine function of the parameter value which gives a score of 10 for the minimum value of the parameter and a score of 0 for the maximum value of the parameter. The functions can be found in **Tableau 24** for each of the six parameters.

Tableau 24 Score maximization parameter and Score minimization parameter functions

	Range of variation	score maximization parameter	score minimization parameter

Body mass (kg)	[434 ;1205]	= 0,013*(body_mass)-5,6291	= -0,013*(body_mass)+15,629
Battery capacity (kWh)	[5,5 ;50]	= 0,2247*(capacity)- 1,236	= - 0,2247*(capacity)+11,236
Heating/air conditioning coefficient	[1 ;1,2]	=50*(coefficient)-50	=-50*(coefficient) +60
Trim level	[1 ;9]	=1,25*(trim_level)-1,25	X
Charging speed (kW)	[3 ;50]	= 0,2128* (charging_speed) - 0.6383	X
Minimum residual autonomy threshold (km)	[8 ;15]	= 1,4286*(threshold) – 11,429	=-1,4286*(threshold)+21,429

The Score minimization functions for the parameters trim level and charging speed are not necessary because the reduction of each of these two parameters does not meet any of the eight customer expectations of the QFDE matrix. For the other four parameters, the two Score functions are used according to the associated customer expectation.

From these two scoring functions for each parameter, values for the six parameters, the coefficients of the matrix, and the coefficients of the Customer Importance, an expression was established to obtain a unique attractiveness score in Equation 2.

$$Score = \sum_j^{6 \text{ parameters}} \sum_i^{8 \text{ CR}} C_i * a_{i,j} * score_parameterj(value_parameterj, i) \quad (2)$$

with :

C_i the coefficient of Customer importance attributed to the CR_i

$a_{i,j}$ the coefficient of the QFDE matrix for CR_i and parameter j

$score_parameterj(value_parameterj, i)$ the score of parameter j according to its value. In this expression according to the CR_i , the function Score maximization or Score minimization of the parameter j is used.

From this expression, it is preferable to calculate the maximum and minimum values of the score and then normalize it to obtain a final score that can vary between 0 and 100% using Equation 3.

$$Final \text{ Score} = \frac{Score - Score_{min}}{Score_{max} - Score_{min}} * 100 \quad (3)$$

Thanks to the proposed methodology, this makes it possible to obtain an attractiveness indicator that will depend on the values of the six service parameters. These same variables will be dimensioned to minimize environmental impacts through the use of CSPs.

5.4 Use of Constraint Satisfaction Problems (CSPs)

5.4.1 CSP resolution for optimization

A CSP (Tsang, 1993) is defined by a triplet (X, D, C) such that:

- $X = \{x_1, x_2, x_3, \dots, x_n\}$ is a finite set of variables, which we call constraint variables, where n is the integer number of variables in the problem to be solved.
- $D = \{D_1, D_2, D_3, \dots, D_n\}$ is a finite set of variable value domains of X such that :

$$\forall i \in \{1, \dots, n\}, x_i \in D_i$$

- $C = \{c_1, c_2, c_3, \dots, c_p\}$ is a finite set of constraints, where p is any integer 445 representing the number of constraints in the problem, such that :

$$\forall i \in \{1, \dots, p\}, \exists X_i \subseteq X / c_i(X_i)$$

Each constraint restricts the values that the variables $\{x_1, \dots, x_n\}$ can take simultaneously.

Solving a CSP with an optimization objective consists of assigning a value for each variable of the problem by satisfying all constraints and minimizing (or optimizing) a defined variable.

The modeling presented in this paper allows the use of CSPs and their resolution with optimization. In this study, the variable to be minimized is one of the two indicators of environmental impact. Without taking into account the attractiveness at first, it is possible to obtain by solving the CSPs, the configuration of the service that allows minimizing an environmental indicator. In other words, the minimum value of the environmental indicator and the associated optimal values of each service parameter will be obtained. The six service parameters from the QFDE matrix will be sized to minimize the environmental indicator. For the resulting optimal service configuration, the values of the service operating cost indicator as well as the attractiveness score can be calculated from the determined values of the system variables using the models presented in the previous section. It is possible to use the

resolution of the CSPs to minimize each of the two environmental indicators of the study (GWP and ADP) independently of the value of the other indicator but also the cost indicator.

5.4.2 Integration of the attractiveness indicator as a constraint

The model described in this paper therefore combines LCA and CSP methodology. In the literature, some studies discuss the combination of the two methodologies for eco-design (Garcia et al., 2017; Tchertchian et al., 2016). Concerning the consideration of attractiveness, there is no study to our knowledge that integrates attractiveness in the environmental optimization of product-service systems. The last stage of modeling is the integration of the attractiveness score into the optimization process using CSPs. The use of the resolution of the CSPs to maximize the attractiveness indicator is not relevant here. In this study, the customer satisfaction indicator will be used as a constraint in the form of a minimum attractiveness score to be respected when resolving CSPs to minimize the environmental indicator. In the results, it will be possible to study the influence of this minimum attractiveness score on the minimization of the environmental indicators. The value of this minimum score imposed as an input will have an influence both on the minimized value of the indicator but also on the dimensioning of the parameters allowing this value to be reached.

5.5 Results & Discussion

5.5.1 Environmental indicators minimization

In the first part, the influence of the integration of the attractiveness indicator as a constraint is not studied. The resolution of the CSPs makes it possible to minimize each of the three indicators of the study (the GWP, the ADP, and the cost indicator) independently of the other indicators. For each minimization of one indicator, it is possible to obtain the values of the other indicators associated with that optimal configuration. Similarly, for the three optimal configurations corresponding respectively to the minimization of the three indicators, an attractiveness score is calculated. By using the resolution of the CSPs to maximize the attractiveness score, one logically obtains the maximum values of the six parameters and the values of the other indicators corresponding to this configuration. These first results are shown in **Tableau 25**. The Customer importance coefficients used in this first part are those corresponding to the regular user profile.

Tableau 25 Optimal service configurations

	Minimized indicators		
Optimal service configuration	GWP minimization	COST minimization	ADP minimization

Trim level	1	1	1
Body mass (kg)	434	434	434
Battery capacity(kWh)	5,9	7,6	8
Charging speed (kW)	11,5	21,1	3
Minimum residual autonomy threshold (km)	8	8	8
Heating/air conditioning coefficient	1	1	1
Distance traveled by vehicle in the service (1000 km)	138	135	135
Vehicle end of life distance (1000 km)	138	162	195
Vehicle consumption (kWh/100km)	5,1	5,2	5,2
GWP (T CO ₂ -eq)	776	797	834
ADP (kg Sb-eq)	30,4	30,3	29,5
Score (%)	3,9	8,8	1
Cost (M euros)	4,45	4,29	4,77

Minimizing the GWP indicator results in an optimal service configuration similar to the configuration that minimizes costs. The main costs are directly linked to vehicles with this modeling. By minimizing the mass of the vehicle (excluding the battery), the capacity of the battery, and the trim level, costs are therefore minimized. Likewise, a major part of the environmental impacts (GWP) is linked to the production of the complete vehicle (with battery). To minimize them, it is therefore also necessary to minimize these three parameters. The distance traveled by a vehicle during its lifetime depends on the number of charge cycles and the capacity of the battery. The number of recharging cycles decreases linearly as a function of the recharging speed. Minimizing GWP leads to a decrease in capacity. To ensure a sufficient lifespan of the vehicles, this, therefore, limits the recharging speed. On the contrary, an increase in the recharging speed makes it possible to reduce the number of charging stations required and therefore the costs associated with the rental of the warehouse and its consumption of electricity (heating and lighting). This explains why the recharging speed is slower for minimizing GWP than for minimizing costs. The potential for ADP impact is even more dependent on vehicle manufacture than the potential for GWP. This is why we obtain a minimum recharging speed (3kW) when this indicator is minimized. This increases the life of the vehicle. The vehicle no longer reaches the end of its life at the end of its operating life and therefore the manufacturing impacts allocated to the service are less. On the other hand, this low recharging speed, therefore, entails greater costs than for minimizing the GWP.

By minimizing the environmental indicators or the cost indicator, we obtain a very low attractiveness score (3.9% by minimizing GWP for example). This justifies that we cannot optimize the service without taking customer satisfaction into account.

5.5.2 Influence of the attractiveness indicator on environmental indicators minimization

In a second step, the attractiveness score was integrated as a constraint in the resolution of CSPs to independently minimize the two environmental indicators GWP and ADP. A minimum value of the attractiveness score is integrated as a constraint. The objective of this second experiment is to analyze how the optimal configuration allowing the minimization of the environmental indicator, as well as the value of this indicator, evolves when the minimum attractiveness score to be respected is gradually increased (with a 10% step). The customer importance coefficients used are those corresponding to the regular user profile.

Tableau 26 shows the results for the GWP indicator.

Tableau 26 Influence of the attractiveness score on GWP minimization

Score (%)	3,9	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
GWP (T CO2-eq)	776	783	794	827	896	1090	1560	2060	2590	3120	3670
Minimum autonomy threshold (km)	8	10,4	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Charging speed (kW)	11,4	14,2	15,5	37	50	50	50	50	50	50	50
Heating / Air conditioning coefficient	1	1	1	1	1,07	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
Trim level	1	1	1	1	1	2	6,5	9	9	9	9
Vehicle body mass (kg)	434	434	434	434	434	434	434	555,1	799,3	1043,7	1205
Battery capacity (kWh)	5,9	6,2	6,6	7,8	9,5	12,5	14,8	18,9	27,2	35,6	50
COST (M euros)	4,45	4,45	4,52	4,46	4,77	5,46	6,20	7,70	10,3	12,8	16,2

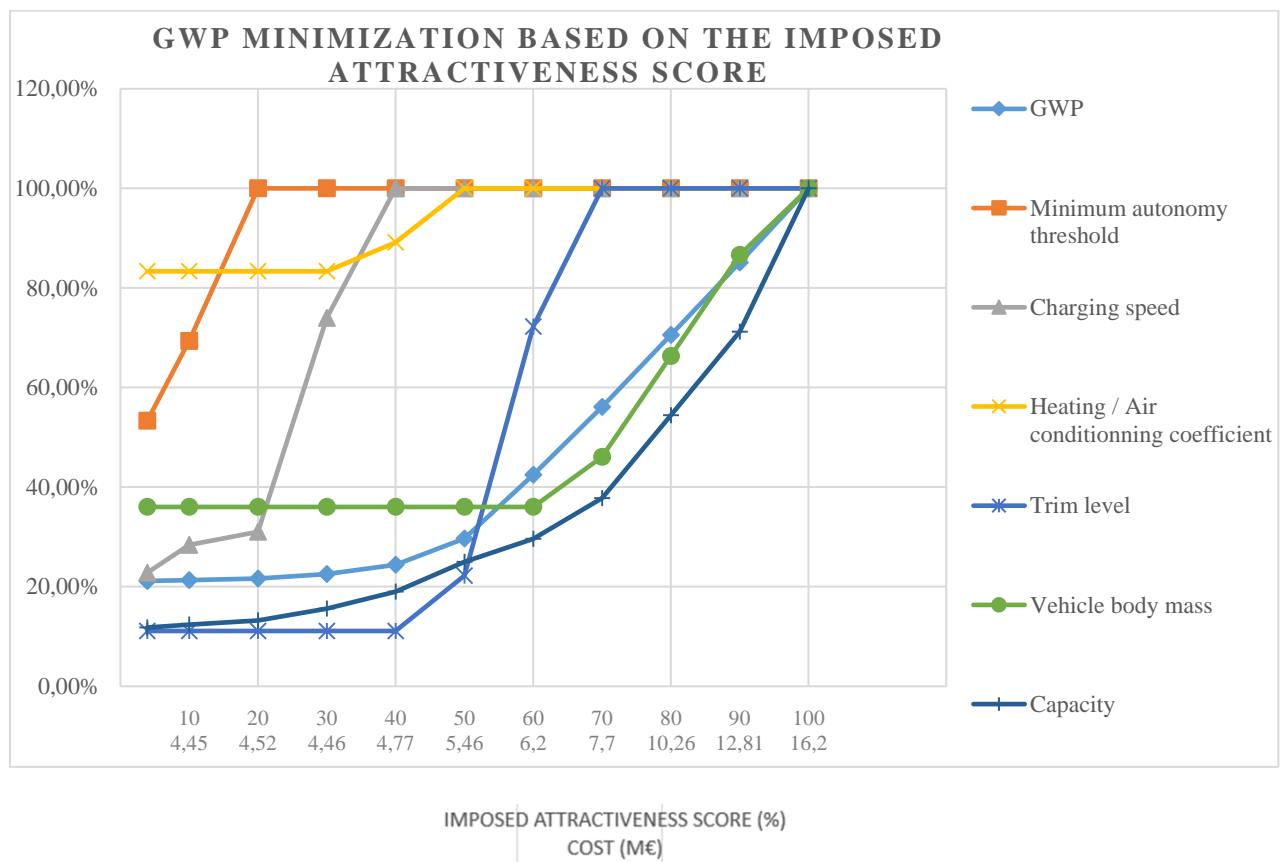


Figure 38 Influence of the attractiveness score on GWP minimization

The graph in **Figure 38** is produced by taking the maximum values of the six parameters and the indicators (GWP and COST) as references (100%). This makes it possible to know how to increase attractiveness by modifying the sizing of the service parameters while minimizing environmental impacts. It is possible to know from which desired attractiveness score one should increase the value of each of the six parameters, but also know how to increase this value. The value of the minimum autonomy threshold parameter must be modified first according to the results. It allows a gain in attractiveness without significantly increasing the potential for GWP impact. The recharging speed, air conditioning/heating coefficient, and trim level parameters are then modified in this order. The mass of the vehicle (excluding the battery) has a major influence on environmental impacts. This explains why it is necessary to change its value last. Finally, the case of the battery capacity parameter is special. Its value should be changed gradually first. This is because this parameter has both a major influence on the attractiveness score but also the value of the GWP indicator.

The graph in **Figure 39** shows the evolution of the optimal configuration of the service minimizing the ADP indicator as a function of the imposed attractiveness score.

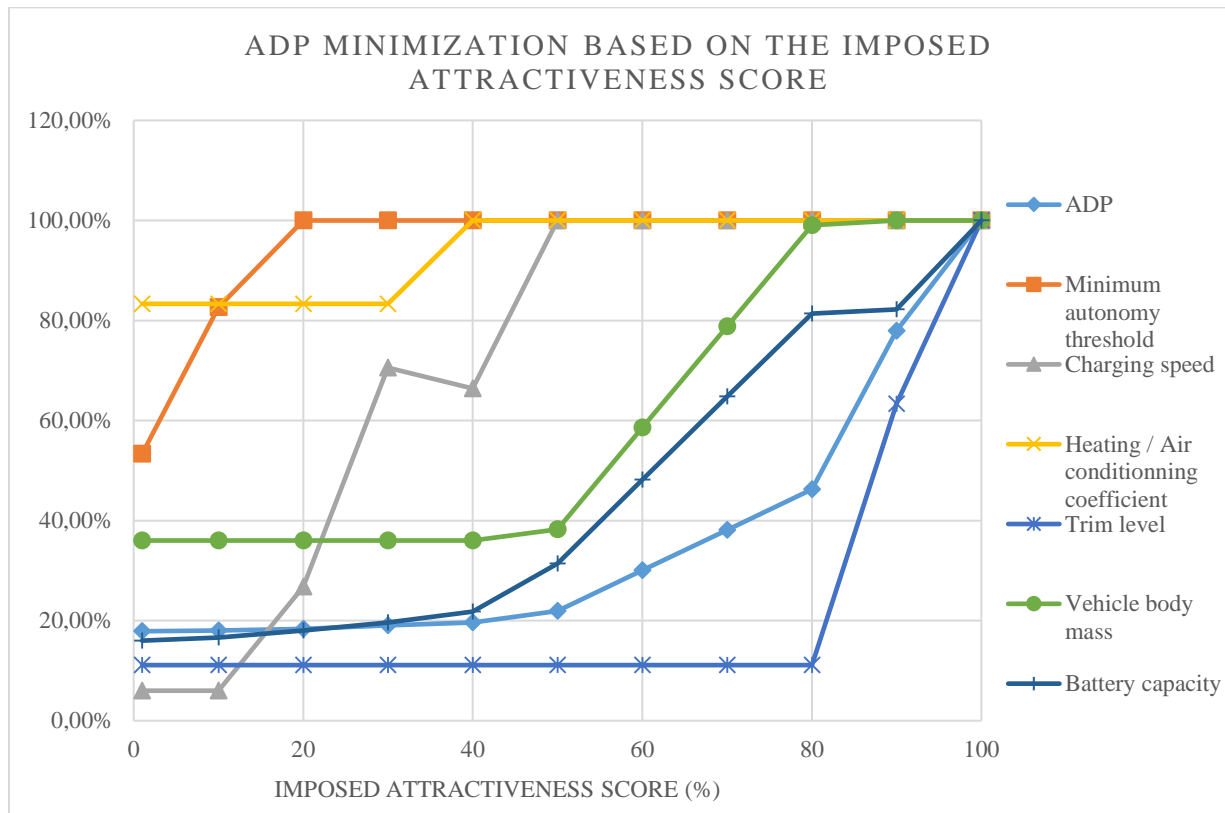


Figure 39 Influence of the attractiveness score on ADP minimization

On this graph, some notable differences can be observed in comparison with GWP minimization. In particular, the value of the trim level parameter is modified last this time because this parameter has a greater influence on the ADP than on the GWP. For the recharging speed and battery capacity parameters, two irregularities are observed: a decrease in speed when the imposed score goes from 30 to 40% and a slowdown in the increase in battery capacity when the imposed score goes from 80 to 90%. When the imposed score goes from 30 to 40%, the value of the heating coefficient parameter goes from its minimum value to its maximum value. The resolution of CSPs minimizing the ADP indicator shows that it is better to increase the value of this parameter rather than continuing to increase the recharging speed to reach this score of 40%. Increasing the value of the coefficient parameter even allows a decrease in the value of the recharging speed to reduce the impacts. When the score goes from 80 to 90%, we find the same mechanism with increasing the value of the trim level parameter. This justifies slowing the increase in battery capacity.

5.5.3 Influence of the customer importance on GWP minimization

In this part, the aim is to study the influence of the Customer Importance coefficients on the results. To do this, the simulations in the previous section are repeated, this time taking the Customer importance coefficients corresponding to the occasional customer (OC) profile. For this part, the simulations will

be devoted to the minimization of the GWP, knowing that the same process could be applied to the other indicators of the study (ADP and COST). In **Figure 40**, there are two graphs of the minimization of GWP as a function of the attractiveness score imposed for the two Customer importance (OC and RC). This allows us to assess how different customer expectations influence the environmental optimization of the service.

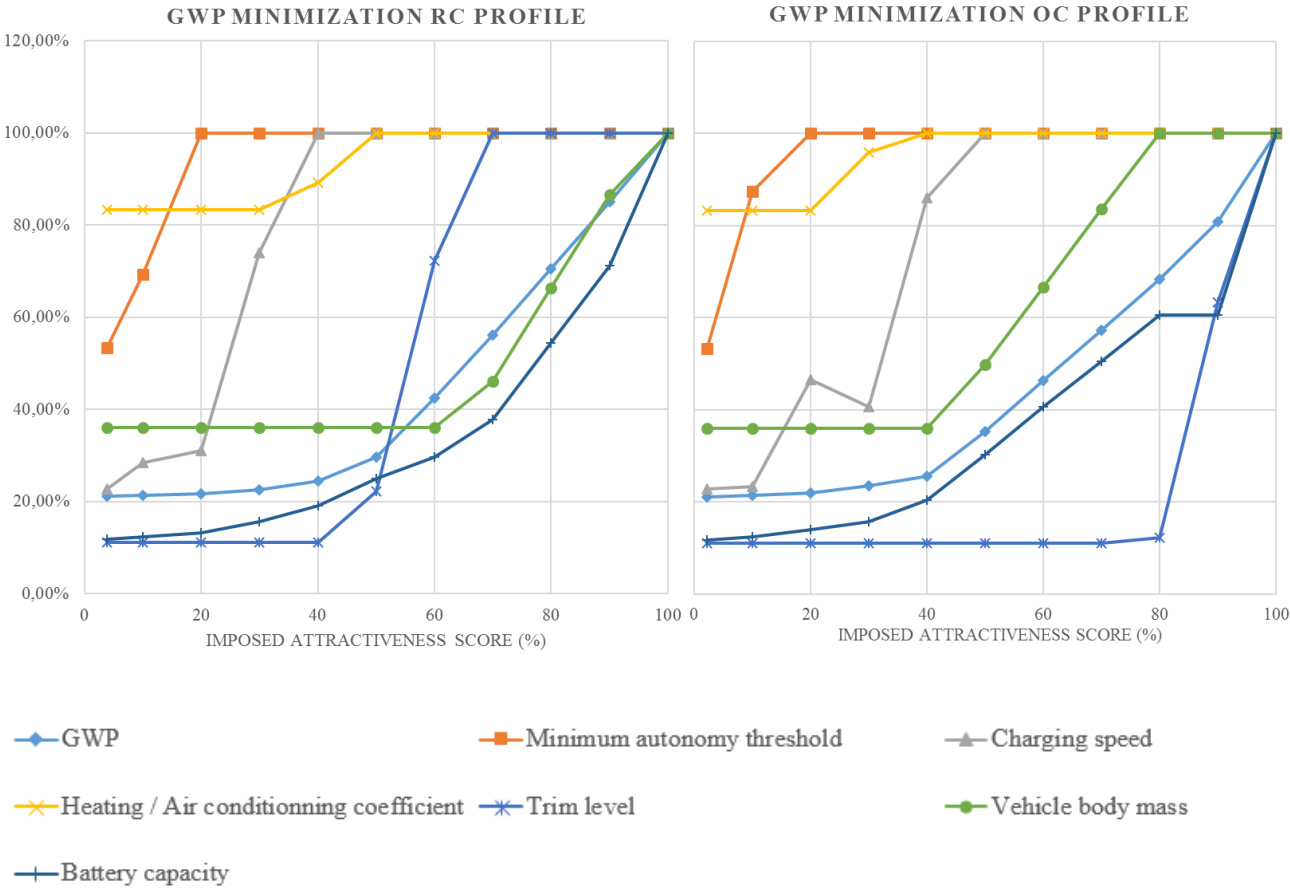


Figure 40 Influence of the attractiveness score on GWP minimization with different Customer Importance

All six parameters have the same influence on the service's GWP impact potential but do not have the same influence on the attractiveness score. The change in Customer importance therefore modifies the minimization of GWP according to the imposed attractiveness score. The two graphics are similar, but there are some notable differences. Regarding the vehicle mass parameter, for the OC profile, the value must be increased from a score of 40% and reach its maximum for a score of 80%. For the RC profile, the value is increased only from a score of 60%. This is justified by the differences in the importance given by the two user profiles to both customer requirements: immediate parking and minimum vehicle

capacity of four persons. Indeed, the occasional user profile gives more importance to a vehicle capacity of at least 4 people (with trunk) and less importance to rapid parking at the end of use. This means that it is more attractive for this profile to design a larger and therefore heavier vehicle. The increase in mass therefore has a greater influence on the increase in the attractiveness score than in the case of the RC profile. This same reasoning makes it possible to justify the differences for the parameters trim level and recharging speed. Finally, for the OC profile, we observe the same two irregularities for the recharging speed and battery capacity parameters as in the case of the minimization of the ADP indicator for the RC profile. This is justified in the same way by the respective increases in the heating coefficient and trim level parameters.

In this study, two customer importance corresponding to two profiles of service users are used. For each profile, the six parameters of the service can be sized according to the desired attractiveness score. To apply the approach to a specific case study of a free-floating carsharing service, it would be preferable to distribute the Kano questionnaire to a sufficiently large number of users or potential users to determine one single Customer importance. In reality, the two profiles studied represent a major part of the users of the service. But obtaining one single Customer Importance from a widely distributed questionnaire would best meet customer expectations.

5.6 Conclusion

The proposed approach allows customer satisfaction to be taken into account in the ecodesign of a free-floating carsharing service. The adaptation of the LCA methodology made it possible to establish a parameter setting that links the input data, the service parameters, and the environmental indicator (GWP or ADP) or the operating cost indicator as output. Using CSP resolution results in the optimal service configuration that minimizes any of these indicators. From this, an attractiveness indicator was created from the QFD method combined with the results of a questionnaire following the Kano model. Firstly, the indicator is introduced as an informative value in the minimization of other indicators which is calculated from the six dimensioned parameters. The first results show that we obtain a very low attractiveness score by minimizing each of the study indicators (GWP, ADP, and COST). The indicator is therefore then introduced, in the resolution of CSPs to minimize the environmental indicator, as a constraint in the form of a minimum attractiveness score to be reached. This, therefore, makes it possible to size the six parameters of the service to minimize the environmental indicator chosen while respecting an imposed attractiveness score. The results make it possible to identify the switching threshold of each parameter, that is to say from which desired score it is necessary to increase the value of a parameter. The results also made it possible to identify the differences between the minimization of the GWP and

that of the ADP but also the influence of the Customer importance coefficients on the minimization of the GWP.

However, this study has certain limitations. Regarding the identified customer requirements, there is no requirement referring to the environmental footprint of the service or the proposed prices. These two elements were not included in the list of requirements because the service prices are directly linked to the operating costs of the service while the environmental footprint is directly linked to the value of the environmental indicator. It would therefore have been redundant to add them to the list of customer requirements. It would nevertheless be possible to do so to see how it modifies the results.

Also, this study is based on the use of attributional life cycle assessment of a closed system. Indeed, consequential aspects such as the modal shift from the use of private vehicles to the use of the service are not studied. However, the environmental benefits of these services are strongly linked to this notion of modal shift. By increasing the attractiveness of the service, it would also be possible to promote this modal shift and lead to a greater overall environmental gain, despite an increase in the direct impacts of the service studied in this paper.

5.7 References

Becker, H., Ciari, F., Axhausen, K.W., 2017. Comparing car-sharing schemes in Switzerland: User groups and usage patterns. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 97, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.01.004>

Bereketli, I., Erol Genevois, M., 2013. An integrated QFDE approach for identifying improvement strategies in sustainable product development. *Journal of Cleaner Production* 54, 188–198. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.053>

Berger, C., Blauth, R., Boger, D., 1993. KANOS METHODS FOR UNDERSTANDING CUSTOMER-DEFINED QUALITY.

CML-IA Characterisation Factors [WWW Document], n.d. . Leiden University. URL <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors> (accessed 2.4.21).

Corti, D., Fontana, A., Montorsi, F., 2016. Reference data architecture for PSSs life cycle inventory. *Procedia CIRP* 47, 300–304. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.033>

Dal Lago, M., Corti, D., Wellsandt, S., 2017. Reinterpreting the LCA standard procedure for PSS. *Procedia CIRP* 64, 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.03.017>

Delhi, S.I.-N., 2016. Automotive revolution & perspective towards 2030. *Auto Tech Review* 5, 20–25. <https://doi.org/10.1365/s40112-016-1117-8>

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., Klüppel, H.-J., 2006. The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int J Life Cycle Assessment* 11, 80–85. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>

Firnkorn, J., Müller, M., 2015. Free-floating electric carsharing-fleets in smart cities: The dawning of a post-private car era in urban environments? *Environmental Science & Policy* 45, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.09.005>

Gao, P., Kaas, H.-W., Mohr, D., Wee, D., 2016. Disruptive trends that will transform the auto industry. *McKinsey & Company* 1, 1–9.

Garcia, J., Millet, D., Tonnelier, P., 2015. Construction of evolving models for the environmental evaluation of innovative sub-systems based on a hierarchical agglomerative clustering. *International Journal of Sustainable Engineering* 8, 386–404. <https://doi.org/10.1080/19397038.2014.1001467>

Garcia, J., Millet, D., Tonnelier, P., Richet, S., Chenouard, R., 2017. A novel approach for global environmental performance evaluation of electric batteries for hybrid vehicles. *Journal of Cleaner Production* 156, 406–417. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.035>

KANO, N., 1984. Attractive quality and must-be quality. *Hinshitsu (Quality, the Journal of Japanese Society for Quality Control)* 14, 39–48.

Kjaer, L.L., Pagoropoulos, A., Schmidt, J.H., McAloone, T.C., 2016. Challenges when evaluating product/service-systems through life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 120, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.048>

Lee, J.T., Kwon, S., Lim, Y., Chon, M.S., Kim, D., 2013. Effect of Air-Conditioning on Driving Range of Electric Vehicle for Various Driving Modes (SAE Technical Paper No. 2013- 01–0040). SAE International, Warrendale, PA. <https://doi.org/10.4271/2013-01-0040>

Luo, H., Kou, Z., Zhao, F., Cai, H., 2019. Comparative life cycle assessment of station-based and dock-less bike sharing systems. *Resources, Conservation and Recycling* 146, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.003>

Martin, E., Shaheen, S., Lidicker, J., 2010. Impact of carsharing on household vehicle holdings: Results from North American shared-use vehicle survey. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 150–158.

Masui, K., Sakao, T., Aizawa, S., Inaba, A., 2008. Quality Function Deployment for Environment (QFDE) to Support Design for Environment (DFE). Presented at the ASME 2002 International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference, American Society of Mechanical Engineers Digital Collection, pp. 415–423. <https://doi.org/10.1115/DETC2002/DFM-34199>

Mont, O.K., 2002. Clarifying the concept of product–service system. *Journal of Cleaner Production* 10, 237–245. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(01\)00039-7](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(01)00039-7)

Nansai, K., Tohno, S., Kono, M., Kasahara, M., Moriguchi, Y., 2001. Life-cycle analysis of charging infrastructure for electric vehicles. *Applied Energy* 70, 251–265. [https://doi.org/10.1016/S0306-2619\(01\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0306-2619(01)00032-0)

Nijland, H., van Meerkerk, J., 2017. Mobility and environmental impacts of car sharing in the Netherlands. *Environmental Innovation and Societal Transitions* 23, 84–91.

Peruzzini, M., Marilungo, E., Germani, M., 2014. A QFD-based methodology to support Product-Service design in manufacturing industry, in: 2014 International Conference on Engineering, Technology and Innovation (ICE). Presented at the 2014 International Conference on Engineering, Technology and Innovation (ICE), pp. 1–7. <https://doi.org/10.1109/ICE.2014.6871572>

Rydén, C., Morin, E., 2005. Mobility Services for Urban Sustainability. Environmental Assessment. Report WP 6. Stockholm: Trivector Traffic AB.

Tchertchian, N., Millet, D., Yvars, P.A., 2016. The influence of the level of definition of functional specifications on the environmental performances of a complex system. EcoCSP approach. *International Journal of Sustainable Engineering* 9, 277–290.

team, F., 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Provisions and Action Steps [WWW Document]. EU Science Hub - European Commission. URL <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/international-reference-life-cycle-data-system-ilcd-handbook-general-guide-life-cycle> (accessed 2.4.21).

Tontini, G., 2007. Integrating the Kano Model and QFD for Designing New Products. *Total Quality Management & Business Excellence* 18, 599–612. <https://doi.org/10.1080/14783360701349351>

Tsang, E., 1993. Foundations of Constraint Satisfaction. Academic Press.

Vezzetti, E., Violante, M.G., 2015. An integrated approach to support the Requirement Management (RM) tool customization for a collaborative scenario. International Journal for Interactive Design and Manufacturing (IJIDeM) 11. <https://doi.org/10.1007/s12008-015-0266-3>

CHAPITRE 6. Résultats et discussion générale

6.1 Synthèse des résultats

6.1.1 Résultats article 1

Une majeure partie de l'article présente les bases de la modélisation d'un PSS d'autopartage free-floating et notamment la méthodologie d'adaptation de l'ACV classique d'un véhicule unitaire au cas du PSS. Les impacts pris en compte dans cette première étude sont uniquement ceux des véhicules du service. Un coefficient d'allocation est introduit afin d'attribuer une partie uniquement des impacts de fabrication et fin de vie des véhicules au service. Dans les deux autres articles, on conserve les bases de cette modélisation ainsi que la méthode d'ACV. Dans ce premier modèle, huit paramètres du système étaient étudiés : le type de trajet, le taux d'utilisation des véhicules, le modèle de véhicule, la distance maximale des véhicules dans le service, le mix électrique, le coefficient d'allocation d'impacts, le type de maintenance, le type de valeur de la consommation des véhicules. Cette étude classe les différents paramètres en fonction de leur influence sur les valeurs des quatre indicateurs d'impacts environnementaux du service (GWP, POCP, EP et ADP) grâce à l'utilisation d'un plan d'expérience factoriel réduit. Premièrement, il convient de souligner l'importance du choix du coefficient d'allocation d'impacts, qui a une influence majeure sur les résultats (pour les quatre indicateurs). Cela souligne l'importance des hypothèses qui permettent l'adaptation de l'ACV au cas du PSS. Concernant les autres paramètres de l'étude, le mix électrique a également une influence significative sur les indicateurs GWP et POCP. Le taux d'utilisation des véhicules de service ainsi que le type de trajet influencent significativement les quatre indicateurs des impacts du service. L'augmentation du taux d'utilisation du service augmente sa rentabilité et sa performance environnementale. Les résultats montrent aussi que les impacts sont moindres lorsque les déplacements du service ne sont que des trajets sur route en zone péri-urbaine. En réalité, le type de déplacement dépend de la zone dans laquelle le service est déployé. Si la zone privilégie principalement les déplacements urbains, un modèle de véhicule adapté à un usage urbain (véhicule de segment A ou B) doit alors être mis en service. Enfin, le choix du modèle de véhicule (segment, capacité batterie, niveau de finition) a une influence majeure (bien plus que d'autres paramètres) sur l'indicateur du potentiel d'épuisement abiotique (ADP), ce qui est logique compte tenu de la phase de fabrication du véhicule. Cet article présente donc une analyse environnementale d'un PSS d'autopartage modélisé à une échelle macro. Il n'y a pas d'optimisation environnementale dans ce premier article. L'utilisation du plan d'expérience est adaptée pour de l'analyse environnementale et pour cette échelle de modélisation.

6.1.2 Résultats article 2

Dans l'article 2, une modélisation plus détaillée du PSS d'autopartage free-floating est proposée. Les sous-systèmes bloc batterie et infrastructures ont été rajoutés à la modélisation ce qui a entraîné l'introduction de nouveaux paramètres variables tels que la vitesse de rechargement des véhicules ou bien la masse de la batterie. La modélisation est une évolution plus complexe de la modélisation réalisée dans l'article 1. Concernant la méthodologie de l'ACV, d'autres sources d'impacts ont été ajoutés en lien avec les infrastructures du service. Dans cet article, deux business model d'un service d'autopartage free-floating électrique étaient comparés. Dans le premier business model, les véhicules sont renouvelés au bout de deux ans et les batteries ne sont pas dimensionnés pour minimiser les impacts du service. Au bout des deux ans, les véhicules peuvent être vendus et utilisés par des particuliers. Dans le deuxième business model, les véhicules sont renouvelés au bout de quatre ans et les batteries sont dimensionnés pour minimiser les impacts du service.

Contrairement au premier article, une optimisation environnementale est réalisée. Cela se justifie par l'introduction des nouveaux paramètres comme la masse de la batterie et de la vitesse de rechargement. L'utilisation des CSP et leur résolution avec un objectif de minimisation d'un indicateur environnemental permet cette optimisation.

Pour les quatre indicateurs retenus (GWP, ADP, EP et l'indicateur de coûts), le business model intégrant le dimensionnement des batteries pour véhicules électriques et une durée de vie des véhicules de quatre ans présente de meilleures performances environnementales. Le modèle proposé adapté aux CSP et à leur résolution nous permet d'obtenir la configuration de service idéale nous permettant de minimiser chacun des quatre indicateurs de l'étude indépendamment de la valeur des trois autres indicateurs. Cela nous permet d'établir un compromis entre la minimisation des différents indicateurs environnementaux et l'indicateur des coûts d'exploitation du service.

Concernant le GWP, les différents scénarios explorés ont confirmé l'intérêt du second business model même si l'avantage est considérablement réduit si les clients sont équipés de véhicules électriques haut de gamme dans le segment B. Les valeurs de masse de la batterie du véhicule et de la vitesse de recharge obtenues par la résolution de les CSP sont différents d'un scénario à l'autre. On peut donc en conclure qu'en fonction du mix électrique utilisé, du modèle de véhicule ou de la stratégie de recharge des véhicules, le dimensionnement des batteries et des infrastructures ne sera pas le même.

Pour mieux comprendre l'influence de la masse de la batterie et de la vitesse de recharge sur les impacts et les coûts de service, un graphique avec les courbes des iso-masse et iso-vitesse de rechargement a été

réalisé. Il permet d'évaluer les effets de la masse de la batterie et de la vitesse de recharge sur les indicateurs COST et GWP. Ce graphique est un outil d'aide à la décision pour établir un compromis entre minimiser l'impact du service et limiter les coûts supportés par le prestataire.

6.1.3 Résultats article 3

L'objectif de l'article 3 était d'intégrer la satisfaction des clients dans l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating. La modélisation utilisée est une évolution de celle dans l'article 2. Un indicateur d'attractivité a été créé à partir de la méthode QFD combinée aux résultats d'un questionnaire suivant le modèle Kano. Afin de construire la matrice QFD les besoins des clients et les paramètres du service qui contribuent à satisfaire ces besoins ont été identifiés. De nouveaux paramètres comme la masse du véhicule (hors batterie) ou bien le niveau de finition des véhicules ont été introduits dans la modélisation. L'ajout de ces nouveaux paramètres a aussi entraîné une évolution du modèle des coûts utilisé dans l'article 2. Au total, on considère que la configuration du service d'autopartage se résume à six paramètres : quatre paramètres liés à la conception du véhicule (masse véhicule hors batterie, capacité de la batterie, niveau de finition et présence des auxiliaires chauffage/climatisation) et deux paramètres liés aux infrastructures de rechargement (vitesse de rechargement et seuil d'autonomie résiduelle des véhicules). Grâce aux résultats du questionnaire Kano, il a été possible de déterminer les coefficients d'importance accordée par les clients à chacun des besoins identifiés. Dans un premier temps, l'indicateur d'attractivité est introduit comme valeur informative dans la minimisation des autres indicateurs qui est calculée à partir des six paramètres dimensionnés. Les premiers résultats montrent que nous obtenons un score d'attractivité très faible en minimisant chacun des indicateurs de l'étude (GWP, ADP et COST). L'indicateur est alors introduit, dans la résolution des CSP pour minimiser l'indicateur environnemental, comme une contrainte sous la forme d'un score d'attractivité minimum à atteindre. Cela permet donc de dimensionner les six paramètres du service pour minimiser l'indicateur environnemental choisi tout en respectant un score d'attractivité imposé. Les résultats permettent d'identifier le seuil de basculement de chaque paramètre, c'est-à-dire à partir de quel score souhaité il faut augmenter la valeur d'un paramètre. Les résultats ont également permis d'identifier les différences entre la minimisation du GWP et celle de l'ADP mais aussi l'influence des coefficients d'importance Client sur la minimisation du GWP.

6.2 Choix d'écoconception d'un système produit-service d'autopartage free-floating électrique

Les choix d'écoconception et d'améliorations des performances environnementales du service se portent sur :

- Le comportement des utilisateurs
- Le business model
- Les infrastructures
- Les véhicules

Les simulations utilisées pour justifier les choix d'écoconception dans ce chapitre se basent sur les données d'entrées (unité fonctionnelle) pour le scénario 0 du **Tableau 27**.

Tableau 27 Eléments de l'unité fonctionnelle

Eléments	Valeur
Durée de fonctionnement du service (années)	4
Nombre de trajets effectués par an	1,200,000 (par an)
Caractéristiques du trajet-type utilisateurs	8 km, 20 minutes
Taux d'utilisation moyen des véhicules	15%
Zone de déploiement du service	Zone urbaine (en France)
Nombres de véhicules disponibles	304
Caractéristiques trajet-type opérateurs	8 km, 20 minutes

1) Comportement des utilisateurs

- Limitation de l'utilisation des auxiliaires chauffage/ Air Conditioner (AC)

L'utilisation des auxiliaires chauffage / AC a une influence majeure sur la consommation électrique du véhicule. L'utilisation du chauffage peut entraîner une multiplication par 2 de la consommation tandis que l'utilisation de l'AC peut entraîner une multiplication par 1,2 de la consommation. Au global sur une année complète l'utilisation des auxiliaires peut entraîner une augmentation significative de la consommation des véhicules du service. Sur le **Tableau 28**, on compare les résultats des impacts GWP minimisés entre le scénario où il n'y a pas la possibilité d'utiliser les auxiliaires et un scénario où les auxiliaires peuvent être utilisés (coefficient multiplicateur de 1,2 pour la consommation). On remarque que l'utilisation des auxiliaires peut entraîner une augmentation d'environ 10% du GWP sur les 4 ans.

En effet, en plus de diminuer la consommation d'électricité, cela permet d'augmenter la durée de vie des batteries. Cela permet aussi une réduction significative des coûts.

Tableau 28 Influence de l'utilisation Chauffage/AC

	Scénario 0	avec chauffage / AC
capacité batterie (kWh)	5,9	7,2
Vitesse de rechargement (kW)	11,3	11,3
Options clim/chauffage	NON	OUI
distance fin de service (km)	1,38E+05	1,38E+05
distance fin de vie (km)	1,38E+05	1,38E+05
GWP minimal (T CO ₂ -eq)	776,29	851,12
COST (M euros)	4,45	4,90

- Développement de l'éco-conduite

De la même manière que pour l'utilisation des auxiliaires chauffage / AC, le type de conduite a une influence majeure sur la consommation et donc sur les impacts et coûts du service. Un développement de l'éco-conduite dans les services d'autopartage (B2C ou même B2B) est un enjeu crucial pour la diminution des impacts.

2) Business model

- Augmentation du taux d'utilisation des véhicules

Sur le **Tableau 29**, on peut voir la comparaison de la minimisation du GWP pour le même nombre de trajets effectués mais avec deux taux d'utilisation différents (10 et 15%). En effet un taux d'utilisation plus faible nécessite plus de véhicules à mettre en place dans le service sur la durée des quatre ans et entraîne donc des impacts et des coûts supplémentaires (respectivement +30% et +18%). A noter avec un taux d'utilisation plus faible les véhicules n'arrivent en fin de vie à la fin des quatre ans.

Tableau 29 Influence du taux d'utilisation des véhicules

	Scénario 0	taux d'utilisation 10%
Masse caisse (hors batterie) (kg)	434	434
Niveau de finition	1	1
capacité batterie (kWh)	5,9	5,5
Seuil d'autonomie minimale (km)	8	8

Vitesse de rechargement (kW)	11,3	12
distance fin de service (km)	1,38E+05	9,23E+04
distance fin de vie (km)	1,38E+05	1,27E+05
nombres de bornes	9	9
GWP minimal (T CO ₂ -eq)	776,29	1002,37
COST (M euros)	4,45	5,24
Nb véhicules	304	456
Taux d'utilisation (%)	15	10

- Augmentation de la durée des véhicules au sein du service

Des simulations de minimisation du GWP (résultats sur le **Tableau 30** et les **Figure 41** et **Figure 42**) ont été effectuées en modifiant la durée de fonctionnement mais en gardant la même utilisation annuelle des véhicules du service. Le but est de montrer l'évolution du dimensionnement des paramètres du service ainsi que du coût annuel et de l'impact annuel. On peut voir notamment qu'en concevant le service pour une durée plus importante (6 ans) on obtient un impact et un coût annuel qui diminuent de plus de 20% par rapport à une conception du service pour une durée de quatre ans. Cela s'explique notamment par l'amortissement par un meilleur amortissement des impacts de fabrication des véhicules.

Tableau 30 Influence de la durée de fonctionnement sur l'écoconception du service

durée de fonctionnement (années)	2	3	4	5	6
capacité batterie (kWh)	5,5	5,5	5,9	7,3	8,8
vitesse rechargement (kW)	12	12	11,3	11	10,6
distance service (km)	6,92E+04	1,04E+05	1,38E+05	1,69E+05	2,01E+05
distance fin de vie (km)	1,27E+05	1,27E+05	1,38E+05	1,69E+05	2,01E+05
coûts (M euros)	2,98	3,75	4,45	4,97	5,51
coût annuel (M euros)	1,49	1,25	1,11	0,99	0,92
GWP (T CO ₂ -eq)	614,76	694,99	776,29	862,42	952,74
GWP annuel (T CO ₂ -eq)	307,38	231,66	194,07	172,48	158,79

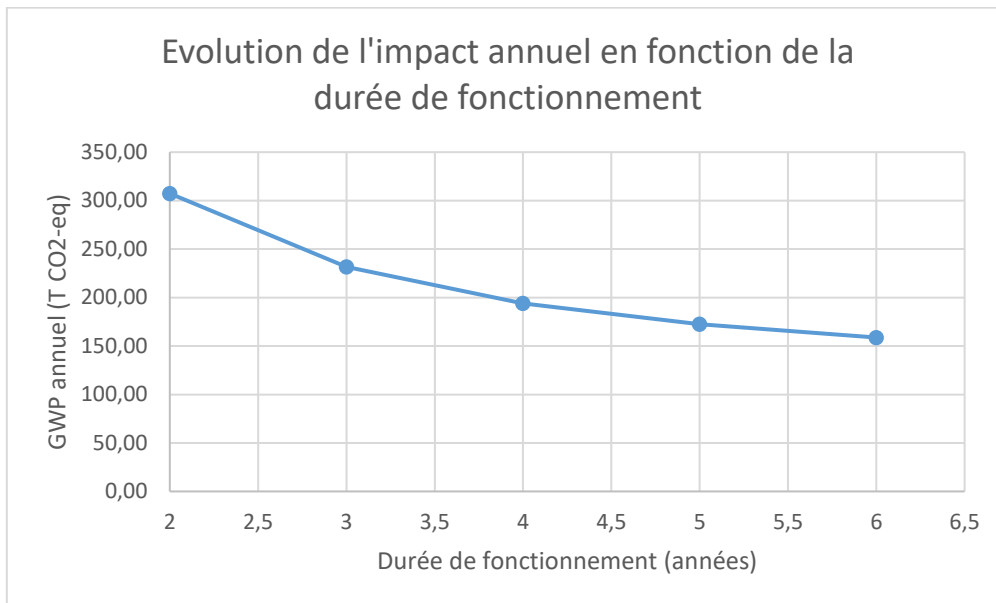


Figure 41 Evolution de l'impact annuel en fonction de la durée de fonctionnement

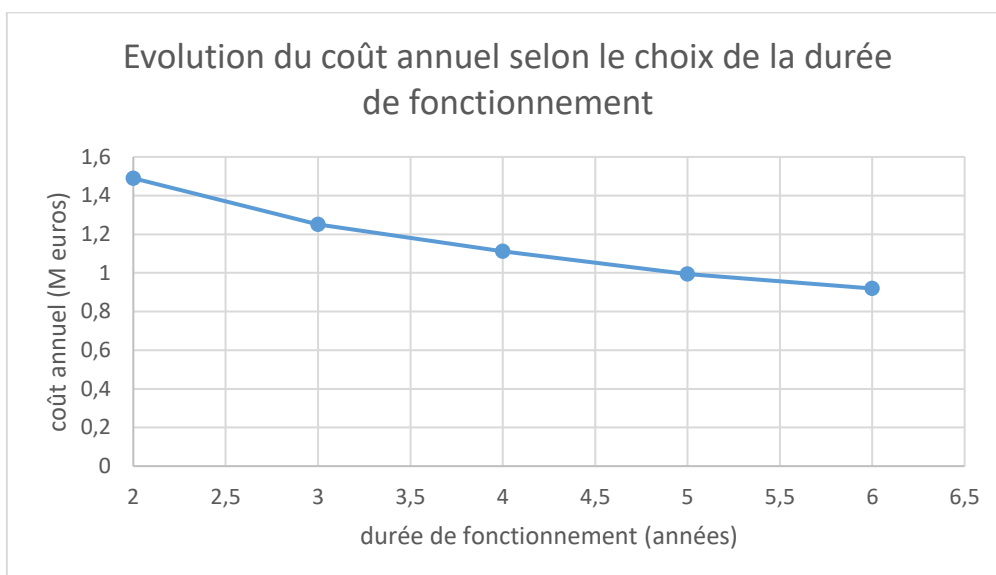


Figure 42 Evolution du coût annuel selon le choix de la durée de fonctionnement

- Diminution du seuil d'autonomie minimale des véhicules (avant rechargement)

Dans un service d'autopartage free-floating, lorsque les véhicules atteignent un certain seuil d'autonomie minimale, ils ne sont plus réservables par les clients et seront rechargés par les opérateurs. Dans le scénario de base, on considère que les véhicules sont rechargés lorsqu'ils atteignent une autonomie restante de 8km. Dans le **Tableau 31**, on retrouve une comparaison des résultats de la minimisation du GWP entre ce scénario de base et un scénario dans lequel les véhicules sont rechargés lorsqu'ils atteignent une autonomie minimale de 15 km.

Tableau 31 Influence du seuil d'autonomie minimale avant rechargement

	Scénario 0	Autonomie minimale 15km
capacité batterie (kWh)	5,9	6,4
Seuil d'autonomie minimale (km)	8	15
Vitesse de rechargement (kW)	11,3	11,7
distance fin de service (km)	1,38E+05	1,37E+05
distance fin de vie (km)	1,38E+05	1,37E+05
nombres de bornes	9	9
GWP minimal (T CO ₂ -eq)	776,29	792,75
COST (M euros)	4,45	4,57

On observe une augmentation de 2% du GWP sur les quatre ans en augmentant le seuil d'autonomie minimale pour le rechargement.

Un rechargement des véhicules uniquement lorsque ce seuil est atteint permet de diminuer le nombre de recharges et par conséquent d'augmenter la durée de vie de la batterie.

- Rechargement des véhicules en continu la journée et la nuit

Dans le **Tableau 32**, on compare les résultats de la minimisation du GWP du scénario 0 où les véhicules peuvent être rechargés à tout moment de la journée et nuit avec une occupation des bornes de rechargement en permanence avec un scénario où les véhicules ne peuvent être utilisés que la nuit (8h/24). On considère que durant ces 8 heures, les bornes sont occupées en permanence.

Tableau 32 Influence de la stratégie de rechargement

	Scénario 0	Rechargement 8/24
capacité batterie (kWh)	5,9	6,3
Vitesse de rechargement (kW)	11,3	18,9
distance fin de service (km)	1,38E+05	1,37E+05
distance fin de vie (km)	1,38E+05	1,37E+05
nombres de bornes	9	17
GWP minimal (T CO ₂ -eq)	776,29	809,43
COST (M euros)	4,45	4,66

On remarque qu'il est nécessaire d'augmenter la vitesse de rechargement et le nombre de bornes afin de recharger les véhicules uniquement la nuit. Ces deux modifications entraînent une augmentation du GWP sur 4 ans de plus de 4%.

- Mise en place d'une tarification flexible
- Tarification adaptée favorisant le repositionnement stratégique des véhicules. Dans le cas où les utilisateurs effectuent des trajets d'une zone avec beaucoup de véhicules disponibles vers une zone avec peu de véhicules, le tarif appliqué à l'utilisation pourrait être réduit.
- Tarification adaptée en fonction de l'éco-conduite et utilisation auxiliaires chauffage / AC (tarif en fonction de la valeur de consommation). Un capteur de consommation présent dans chaque véhicule serait nécessaire. Cela pourrait encourager de manière efficace les utilisateurs à appliquer une éco-conduite et à diminuer l'usage des auxiliaires chauffage et climatisation.

3) Infrastructures

- Diminution des trajets effectués par les opérateurs pour le rechargement et le repositionnement des véhicules

Dans le **Tableau 33**, se trouve une comparaison de la minimisation du GWP du scénario 0 avec un scénario pour lequel on divise par 2 la distance des trajets effectués par les opérateurs pour le rechargement des véhicules.

Tableau 33 Influence de la distance parcourue par les opérateurs du service

	Scénario 0	Trajets opérateurs /2
Masse caisse (hors batterie) (kg)	434	434
Niveau de finition	1	1
capacité batterie (kWh)	5,9	5,7
Seuil d'autonomie minimale (km)	8	8
Vitesse de rechargement (kW)	11,3	11,1
distance fin de service (km)	1,38E+05	1,32E+05
distance fin de vie (km)	1,38E+05	1,32E+05
nombres de bornes	9	9
GWP minimal (T CO ₂ -eq)	776,29	761,3
COST (M euros)	4,45	3,61

Une diminution de 2% du GWP et de plus de 20% des coûts est observable dans le cas où les trajets effectués par les opérateurs sont divisés par 2.

Afin de diminuer ces trajets, plusieurs solutions peuvent être adoptées :

- Augmentation du nombre de hubs pour le rechargement (répartition des bornes dans plusieurs hubs) pour diminuer les distances entre l'emplacement des véhicules et le lieu du rechargement. En théorie, avec cette solution, il n'y aurait pas d'impacts supplémentaires puisque l'hub de rechargement serait divisé en plusieurs hubs. Cependant il pourrait y avoir des coûts supplémentaires.
- Rechargement des véhicules sur place à l'aide d'un « véhicule borne de recharge » conçu pour cette fonction (Exemple : EV Mobile charging **Figure 43**). Cette solution peut présenter néanmoins plusieurs inconvénients : perte de temps (les opérateurs doivent rester sur place durant le rechargement), nécessité d'une recharge rapide (50 kW) et emplacement nécessaire pour se garer près du véhicule à recharger. Cette solution peut être compliquée à se mettre en place en free-floating. Elle pourrait éventuellement combinée à d'autres solutions. En effet avec une recharge rapide, cette solution est possible pour recharger des véhicules possédant une batterie avec une capacité relativement faible (6 kWh).

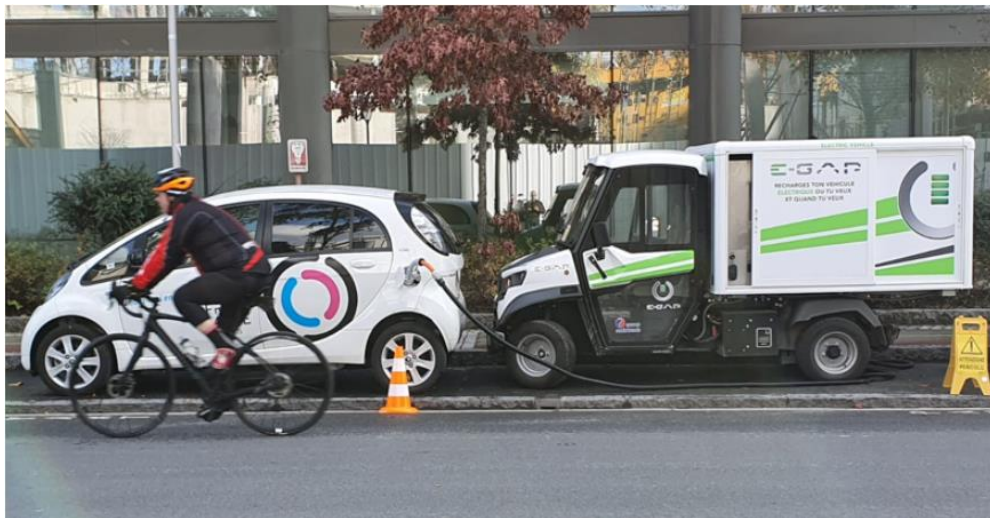


Figure 43 EV Mobile Charging (source: Groupe PSA)

- Récupération de plusieurs véhicules en même temps. Exemple : Metacar Mobility Systems (**Figure 44**) : un système de voitures électriques sans permis emboîtables sous forme de train roulant pour faciliter leurs déplacements dans les hubs et pour les repositionner. Cette solution permettrait de déplacer plusieurs véhicules simultanément.



Figure 44 Un système de voitures électriques emboîtables (source : Metacar Mobility Systems)

- Utilisation de bornes de rechargement sur la voirie : compromis entre autopartage free-floating et autopartage avec stations. L'idée serait d'avoir des bornes de rechargement disponibles sur la voirie pour les véhicules du service.
- Modularité des véhicules avec des batteries amovibles qui peuvent se retirer afin d'être rechargées. Les opérateurs pourraient donc récupérer plusieurs batteries lors d'un seul trajet. Le poids des batteries est une limite mais en utilisant des batteries amovibles en plusieurs blocs, cela faciliterait le travail des opérateurs en charge de récupérer les batteries.
 - Diminution de la vitesse de rechargement des véhicules

Une recharge rapide a l'avantage considérable de diminuer le temps de rechargement des véhicules. Par exemple pour un véhicule avec une capacité de 50 kWh une vitesse de rechargement de 50 kW permet une recharge complète en moins d'une heure. De plus, en utilisant une recharge rapide, on peut diminuer le nombre de bornes à installer. Cependant, la recharge rapide a une influence importante sur la durée de vie de la batterie. Des études montrent qu'entre une recharge « lente » de 3 kW et une recharge rapide de 50 kW le nombre de cycles « charge décharge » durant la vie de la batterie peut varier de 1000 (avec recharge rapide) à 1500 (pour une recharge lente). Il n'y a pas encore assez de retours sur le vieillissement des batteries mais il est certain que l'utilisation de recharges rapides va diminuer la durée de vie des batteries. Dans le scénario 0, on peut voir sur le Tableau 33 que la vitesse de rechargement optimale permettant de minimiser les impacts (GWP) est de 11,3 kW. Si l'on souhaite diminuer encore cette vitesse, il faudrait augmenter la capacité des batteries et au global, les impacts seraient plus importants. Dans le **Tableau 34**, on compare les impacts du service associés à cette vitesse optimale avec les impacts obtenus si on impose une vitesse de rechargement de 50 kW correspondant à une

recharge rapide. On observe une augmentation de plus de 8% des impacts en utilisant une vitesse de rechargement de 50 Wh. De plus, il est nécessaire d'augmenter la capacité des batteries afin de les faire durer jusqu'à la fin de la durée de fonctionnement (quatre ans). Cela explique notamment l'augmentation des impacts au global. Avec une capacité de batterie de seulement 5,9 kWh, on observe un temps de charge de 41 minutes qui reste relativement rapide. En conclusion, le fait de choisir des batteries avec une faible capacité permet de pouvoir diminuer la vitesse de rechargement.

Tableau 34 Influence de la vitesse de rechargement

	Scénario 0	Recharge rapide 50 kW
capacité batterie (kWh)	5,9	8,3
Seuil d'autonomie minimale (km)	8	8
Vitesse de rechargement (kW)	11,3	50
Temps de rechargement (min)	41	20
distance fin de service (km)	1,38E+05	1,34E+05
distance fin de vie (km)	1,38E+05	1,34E+05
nombres de bornes	9	3
GWP minimal (T CO ₂ -eq)	776,288	843,318
COST (M euros)	4,448383	4,408772

4) Véhicules

Concernant la conception des véhicules, les résultats de la minimisation du GWP pour le scénario 0 du **Tableau 35** ont pu confirmer certaines tendances et laisser entrevoir des pistes d'améliorations.

Tableau 35 Dimensionnement des paramètres du service pour minimiser le GWP

	Scénario 0
Masse caisse (hors batterie) (kg)	434
Niveau de finition	1
capacité batterie (kWh)	5,9
Seuil d'autonomie minimale (km)	8
Vitesse de rechargement (kW)	11,3
Options clim/chauffage	X
distance fin de service (km)	137522
distance fin de vie (km)	137522

nombres de bornes	9
GWP minimal (T CO ₂ -eq)	776,29
COST (M euros)	4,45
Nb véhicules	304
Taux d'utilisation (%)	15

- Diminution masse caisse et niveau de finition

En effet les résultats montrent que la diminution de la masse du véhicule permet une réduction significative des impacts de fabrication des véhicules. La diminution de la masse permet aussi une diminution de la consommation des véhicules. Ces résultats démontrent les avantages du véhicule Citroen AMI pour une utilisation dans ce type de service.

- Diminution de la capacité de la batterie

De même concernant la batterie, les résultats confirment la nécessité de diminuer la capacité de la batterie. Pour une durée de fonctionnement de 4 ans, on obtient une capacité de 5,9 kWh qui permet une autonomie largement suffisante pour une utilisation dans un service free-floating. Si l'on souhaite concevoir le service et les véhicules pour une durée de fonctionnement supérieure à quatre ans, il sera nécessaire de concevoir une batterie avec une capacité plus importante ce qui permettrait d'augmenter sa durée de vie pour tenir durant toute la durée de fonctionnement (en diminuant la fréquence de rechargement).

- Augmentation de la durée de vie des batteries

Afin d'augmenter la durée de vie de la batterie, plusieurs solutions se présentent : diminution de la consommation, diminution du seuil d'autonomie minimale avant rechargement et diminution de la vitesse de rechargement des véhicules. Ces actions peuvent être couplées à une utilisation en seconde vie des batteries pour une autre fonctionnalité qui nécessite une capacité moins importante.

- Concept de voitures électriques modulaires

Pour diminuer les impacts du service, il est nécessaire d'augmenter la durée des véhicules dans le service mais aussi leur durée de vie. Il est important aussi de maintenir l'état des véhicules pour maintenir l'attractivité du service. Cela serait possible en travaillant sur la modularité des véhicules. Cela permettrait de faciliter le changement des pièces abimées.

- Modularité de la batterie du véhicule électrique

Une autre solution intéressante serait de pouvoir remplacer la batterie des véhicules. Dans le modèle développé dans cette thèse la durée de vie des véhicules est limitée par la durée de vie des batteries (pour un usage dans un véhicule électrique). Les batteries hors d'usage pourraient être utilisées en second usage pour une autre application et seraient remplacées par des nouvelles batteries. Cette modularité serait pertinente pour éviter des impacts liés à la fabrication des véhicules (hors batterie).

Au-delà de remplacer les batteries hors d'usage, il serait intéressant d'utiliser des batteries amovibles qui peuvent se retirer facilement afin d'être rechargées puis remises en place dans le véhicule. Cela serait possible uniquement sur une batterie avec une faible capacité et donc une faible masse. Par exemple dans le cas du véhicule Citroën AMI la batterie pèse déjà 56 kg. Il serait donc compliqué de retirer la batterie manuellement. Il faudrait donc soit utiliser un véhicule équipé d'une machine permettant de faciliter la récupération des batteries soit utiliser des batteries amovibles qui peuvent se découper en plusieurs blocs. Cette solution technique permettrait de réduire considérablement les trajets effectués par les opérateurs pour amener les véhicules dans les hubs afin de les recharger. Il serait possible de récupérer plusieurs batteries lors d'un trajet optimisé. Afin de concrétiser cette solution, il est nécessaire à la fois de diminuer la masse des batteries et de trouver une solution technique permettant de faciliter les opérations de récupération des batteries.

6.3 Opérationnalisation de la méthode développée

L'objectif de cette thèse est de proposer une démarche d'écoconception d'un système produit-service d'autopartage free-floating électrique. A partir des résultats, il est nécessaire d'opérationnaliser la méthode pour une application en industrie automobile. Le but est d'aider soit un constructeur automobile qui fournit directement le service soit l'écosystème d'entreprises, à la prise de décision pour l'écoconception d'un tel service. Dans un second temps, il est pertinent de se demander si la démarche proposée peut s'adapter à un autre type de PSS et si elle peut même se généraliser à l'ensemble des PSS orientés utilisation.

6.3.1 Aide à la prise de décision pour l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating

Tout d'abord, il est nécessaire d'opérationnaliser cette démarche pour l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating électrique. Les résultats obtenus dans la troisième expérimentation permettent une écoconception directe du service en déterminant la configuration optimale du service en fonction du score d'attractivité. Dans un objectif d'opérationnalisation de la démarche, ces résultats doivent être obtenus pour un cas spécifique d'un service d'autopartage free-floating.

Dans un premier temps, il est nécessaire d'adapter la modélisation établie dans le troisième article au cas du service étudié.

Cette adaptation peut se faire dans un processus en 3 étapes (**Figure 45**) :

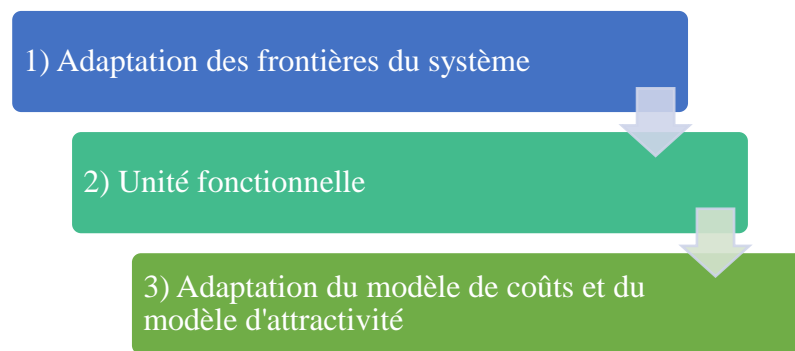


Figure 45 Opérationnalisation de la démarche pour un cas d'étude

1) Adaptation des frontières du système

Concernant le sous-système produit (véhicule), sa modélisation dans le troisième article est utilisable quel que soit le type de service de mobilité automobile. Au niveau du sous-système utilisateurs, la demande en trajets et ainsi que l'utilisation des auxiliaires chauffage et climatisation par les utilisateurs dépendent du cas d'étude. Notamment selon le climat du lieu où le service est déployé, ces auxiliaires ne seront pas utilisés de la même manière. La demande qui est exprimée en nombre de trajets effectués pendant la période de fonctionnement est une donnée d'entrée faisant partie des éléments de l'unité fonctionnelle tout comme cette durée de fonctionnement. Concernant le sous-système territoire, le mix électrique qui est une donnée d'entrée devra être choisi en fonction du lieu où le service est déployé. De même le trajet-type du service dépend du cas d'étude et devra être déterminé en fonction du type de la zone de déploiement ou bien des données d'utilisation du service si celui-ci est déjà en fonctionnement. Finalement, concernant le sous-système des infrastructures, il est important de vérifier si le modèle s'adapte aux infrastructures du service étudié. Il est possible de le modifier pour correspondre au fonctionnement réel des infrastructures de rechargement des véhicules.

2) Unité fonctionnelle

Les résultats présentés dans l'article 3 se réfèrent à l'unité fonctionnelle du **Tableau 36**.

Tableau 36 Eléments de l'unité fonctionnelle

Elements	Value
Service operating time, n	4 (years)
Number of trips made per year	1,200,000 trips per year
Standard trip characteristics	8 km, 20 minutes
Service utilization rate	15%
Service deployment area	Urban area (in France)
Number of vehicles available in the service	304
The standard trip by operators	8 km, 20 minutes

Dans cette unité fonctionnelle, on retrouve six éléments dont les valeurs sont imposées en entrée : la durée de fonctionnement du service, le nombre de trajets effectués pendant cette durée, le trajet-type des utilisateurs, le trajet-type des opérateurs (pour le rechargement), le taux d'utilisation moyen des véhicules et le mix électrique (correspondant au lieu où le service est déployé). Le nombre de véhicules disponibles dans le service est déduit à partir des autres paramètres de l'unité fonctionnelle. Cette unité fonctionnelle modélise d'une manière simplifiée l'utilisation du service. Dans les perspectives, nous verrons en quoi il serait utile de complexifier ce modèle d'unité fonctionnelle en utilisant notamment une distribution temporelle et spatiale du nombre de trajets effectués. Pour le modèle simplifié, il faut donc choisir les valeurs des paramètres de l'unité fonctionnelle en fonction du cas d'étude. Les paramètres trajet-type utilisateurs et le mix électrique dépendent principalement de la zone de déploiement du service. Le trajet-type des opérateurs pour le rechargement des véhicules dépend de la zone de déploiement du service mais aussi de l'emplacement du hub (ou des hubs) dans lequel les véhicules sont rechargés. Les paramètres : durée de fonctionnement et taux d'utilisation, dépendent du business model du service. Le nombre de trajets effectués et le taux d'utilisation peuvent être déduits des données d'utilisation du service si celui-ci était déjà en fonctionnement. Si ce n'est pas le cas il faut choisir le taux d'utilisation cible qui est lié à la rentabilité du service. Il faut aussi déterminer une estimation du nombre de trajets effectués sur la zone de déploiement du service. Les business developer du service doivent renseigner ces informations à partir de leur étude de marché. Concernant la durée de fonctionnement, les résultats de l'article 2 avait montré l'intérêt d'utiliser des véhicules qui étaient

renouvelés tous les quatre ans lorsqu'ils sont conçus spécifiquement pour un usage dans le service. Il serait donc judicieux de partir sur cette durée-là. Pour mettre en application la démarche sur un cas spécifique d'autopartage, il est donc nécessaire de déterminer les valeurs de ces paramètres d'entrée avec les business developer du service ainsi que l'exploitant de service dans le cas où le service est déjà déployé.

3) Adaptation du modèle des coûts d'exploitation et du modèle d'attractivité

Enfin la dernière étape d'adaptation de la modélisation concerne les modèles de coûts et d'attractivité. Pour les modèles de coûts, il est nécessaire d'identifier l'ensemble des coûts du service en se référant aux frontières du système. Le modèle des coûts de l'article 3 n'est pas le même que celui utilisé dans l'article 2. Les entretiens individuels avec les business developer permettent d'identifier ces coûts. Dans le modèle de l'article 3, des hypothèses ont été posées afin d'introduire les coûts liés aux véhicules. Dans un cas réel, les coûts des véhicules ne sont pas forcément pris en compte de cette manière. Par exemple de nombreux fournisseurs utilisent des leasings de véhicules sur une période de deux ou quatre ans et payent donc un montant fixe chaque mois pour chaque véhicule. Si le fournisseur de service souhaite acheter directement les véhicules, on peut considérer directement le coût total des véhicules ou plutôt un amortissement. Le modèle des coûts est facilement modifiable. Pour appliquer la démarche à un cas réel, il faut le modifier pour que les coûts correspondent bien à ceux du service étudié.

Concernant le modèle d'attractivité, l'adaptation est plus complexe. Le modèle présenté dans l'article 3 peut être partiellement ou complètement modifié. Cela dépend des besoins clients pris en compte dans l'étude. Tout d'abord les besoins clients identifiés dans l'article 3 peuvent être conservés. Dans ce cas, il est juste nécessaire de déterminer les « Customer importance » de la matrice QFD grâce à une enquête de terrain auprès des utilisateurs ou potentiels utilisateurs du service étudié. Dans le cas où des besoins clients sont supprimés ou ajoutés, il est nécessaire de faire aussi évoluer la matrice QFD. Si l'ajout de nouveaux besoins clients induisent l'introduction de nouveaux paramètres dans la matrice QFD, il est d'introduire ces paramètres dans la modélisation du système. En effet l'introduction d'un paramètre dans la QFD (nouvelle colonne) peut engendrer une modification du calcul des impacts environnementaux et des coûts du service.

Pour conclure, la modélisation de niveau 3 est flexible et doit s'adapter au cas du service d'autopartage étudié. A partir du modèle adapté et des données d'entrées, il est possible d'utiliser la résolution des CSP pour obtenir les résultats permettant l'aide à l'écoconception du service.

6.3.2 Aide à la prise de décision pour l'écoconception d'un système produit-service orienté utilisation

La démarche proposée peut s'adapter déjà à l'ensemble des modèles de service d'autopartage mais il serait intéressant de voir si cette démarche peut s'adapter à d'autres types de PSS ou plus encore si elle peut se généraliser à l'ensemble des PSS orientés utilisation. Cela permettrait donc d'opérationnaliser la méthode dans un cabinet de conseil d'aide à la décision pour l'écoconception de PSS. Pour cela, il faut revenir sur le schéma global de la méthodologie afin de voir si celle-ci peut s'adapter à tout PSS orientés utilisation.

Pour rappel, il s'agit des PSS pour lesquels la propriété du produit tangible est conservée par le prestataire de services, qui vend les fonctions du produit, via des systèmes de distribution et de paiement modifiés, tels que le partage, la mise en commun et la location (courte ou longue durée). Pour l'ensemble de ces services l'objectif est d'appliquer la démarche générale du schéma de la **Figure 46**.

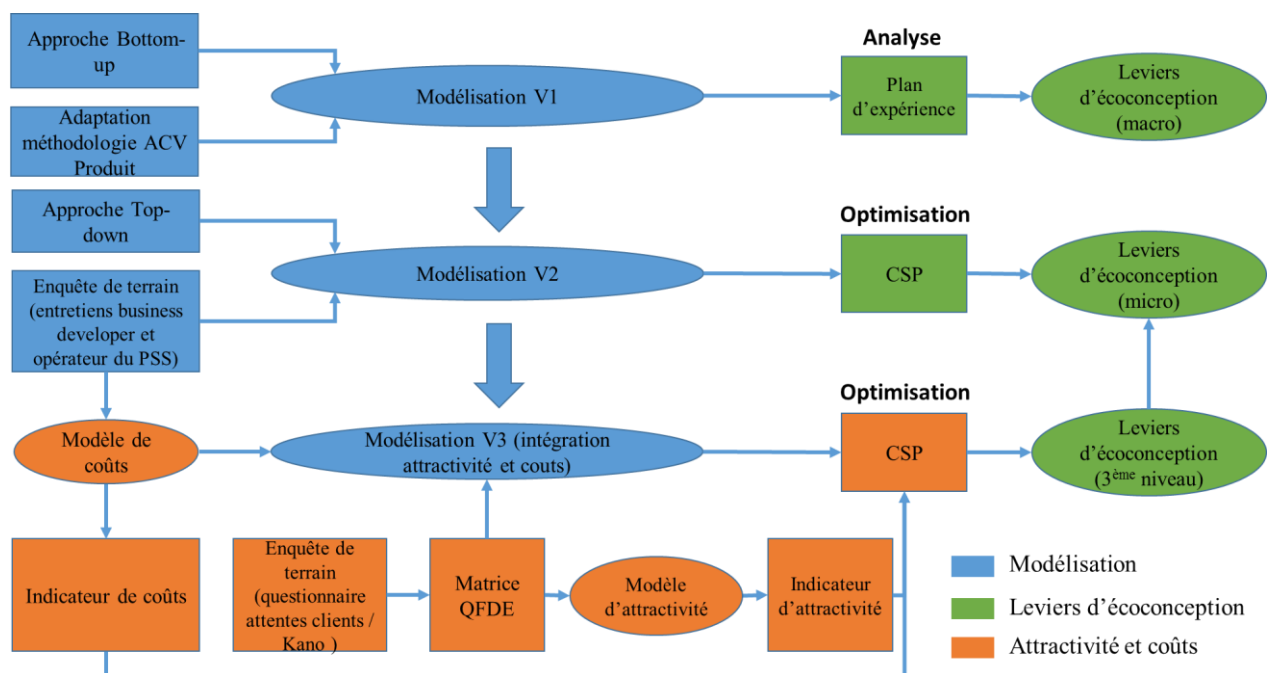


Figure 46 Démarche d'écoconception d'un PSS orienté utilisation

Les principales étapes de la démarche généralisée sont les suivantes (**Figure 47**):

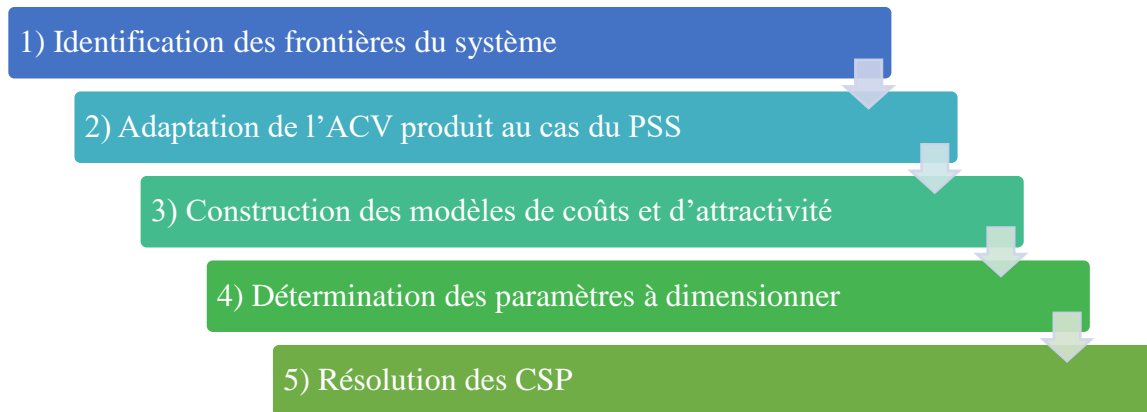


Figure 47 Etapes de la démarche d'écoconception des PSS orientés utilisation

1) Identification des frontières du système

La première étape consiste à limiter le système à modélisation en établissant les frontières du système. Dans le cas des PSS, cette étape est notamment importante pour déterminer les infrastructures que l'on prend en compte dans l'étude. C'est à cette étape là qu'on choisit aussi le degré de précision de la modélisation du PSS et donc des sous-systèmes à inclure. A partir de ce système limité, il est nécessaire d'établir un premier paramétrage du service constitué de deux catégories de paramètres : les paramètres liés à la conception des produits et les paramètres liés aux infrastructures du PSS.

2) Adaptation de l'ACV produit au cas du PSS

La première étape d'analyse environnementale à l'aide du plan d'expérience n'est pas indispensable au reste de la démarche. Néanmoins la modélisation de niveau 1 (échelle macro) est nécessaire afin d'adapter la méthodologie ACV du produit au cas du PSS. Dans les cas de la location longue durée, l'utilisation du produit se rapproche d'une utilisation privée du produit. Par conséquent l'adaptation de la méthodologie de l'ACV sera facilitée. Pour cette étape l'objectif principal est donc de déterminer les éléments de l'unité fonctionnelle qui caractérisent l'utilisation du service. Selon s'il s'agit d'un service de location longue durée, location courte durée (partage) ou bien de mise en commun des produits ces éléments seront différents. On peut retrouver dans le cas général les éléments suivants :

- Durée de fonctionnement du service
- Nombre d'utilisations des produits
- Caractéristiques de l'utilisation moyenne
- Nombre de produits disponibles dans le service

Dans le cas du service d'autopartage free-floating, nous avons vu que les caractéristiques de la zone de déploiement du service étaient importantes car le mix électrique, le trajet-type utilisateurs et le trajet-type opérateurs en dépendaient. Pour un autre type de PSS il est important d'identifier les éléments à rajouter qui peuvent avoir une influence sur les impacts environnementaux. À la différence de l'ACV d'un produit unitaire, la prise en compte des infrastructures peut introduire l'ajout d'éléments dans l'unité fonctionnelle. Par exemple dans le cas du service d'autopartage free-floating, on prend en compte les trajets effectués par les opérateurs pour recharger les véhicules. On considère un trajet-type qui dépend de la zone du déploiement du service et de l'emplacement de l'entrepôt dans lequel les véhicules sont rechargés. Ces éléments sont donc à inclure dans l'unité fonctionnelle. En réalité pour simplifier on a introduit seulement les caractéristiques du trajet-type effectué par les opérateurs. En conclusion, pour un autre type de service, il faut se demander s'il est nécessaire de rajouter des éléments à l'unité fonctionnelle permettant le calcul des impacts des infrastructures du service. À partir des paramètres de l'unité fonctionnelle et des paramètres du système, il est nécessaire d'établir le système d'équations reliant l'ensemble des paramètres aux indicateurs environnementaux en sortie. Pour rappel, à cette étape-là, il y a trois types de paramètres : les paramètres d'entrée de l'unité fonctionnelle, les paramètres de conception des produits et les paramètres liés aux infrastructures du PSS. Il est aussi nécessaire de sélectionner les indicateurs environnementaux à prendre en compte à ce niveau de la démarche.

3) Construction des modèles de coûts et d'attractivité

Concernant les modèles de coûts et d'attractivité la démarche peut s'appliquer facilement à d'autres produits au sens large (produit unitaire ou service). Pour le modèle d'attractivité, à partir de la matrice QFDE il est possible de faire évoluer la modélisation du PSS et de créer l'indicateur d'attractivité. La démarche reste la même. Pour le modèle de coûts et la création d'un indicateur de coûts la démarche reste la même. Ces deux modèles doivent être développés par le cabinet de conseil grâce aux informations transmises par le fournisseur du PSS. De nouveaux paramètres peuvent être introduits dans la modélisation à l'issue de cette étape.

4) Détermination des paramètres du système à dimensionner et résolution des CSP

Lors des trois premières étapes, un paramétrage du système est établi. Dans la première étape, grâce aux frontières du système les premiers paramètres liés à la conception des produits et aux infrastructures sont déterminés. À la deuxième étape, les paramètres permettant l'adaptation de la méthodologie ACV produit au cas du PSS sont déterminés. Ces paramètres sont des données d'entrée pour l'optimisation environnementale du PSS. Lors de la troisième étape de nouveaux paramètres peuvent être introduits par la prise en compte de l'attractivité et des coûts d'exploitation du service. Il est possible qu'il ne soit pas nécessaire d'en introduire si les paramètres déjà déterminés sont suffisants pour créer l'indicateur d'attractivité et de coûts. Parmi les paramètres de conception des produits et ceux liés aux infrastructures

du PSS, il est nécessaire de choisir lesquels seront des variables à dimensionner à l'aide de la résolution des CSP pour minimiser les indicateurs environnementaux. A ce niveau de la démarche il est donc possible de déterminer les configurations optimales du PSS permettant de minimiser les indicateurs environnementaux et de coût en fonction d'un score d'attractivité imposé.

6.4 Les limites de la méthode

La démarche proposée dans la thèse présente des limites qui seront présentées dans cette section. Des solutions à certaines de ces limites seront abordées dans le chapitre Perspectives de cette thèse.

1) Les limites des frontières du système

Tout d'abord, afin de modéliser le système, il est nécessaire d'établir des frontières. Cela permet de simplifier la modélisation et de connaître quelles sont les sources d'impacts à prendre en compte. Les sources d'impacts environnementaux prises en compte dans l'étude ne sont pas les seules en effet. Par exemple, on peut considérer les impacts liés à la digitalisation du service. L'application smartphone utilisée par les clients du service génère une consommation d'énergie et est donc à l'origine d'émissions. Cependant nous avons considéré dans cette thèse que ces impacts étaient nettement inférieurs aux impacts liés directement à l'utilisation des véhicules. Concernant les infrastructures du service, le déplacement des véhicules par les opérateurs pour recharger les véhicules a été pris en compte. Néanmoins, en réalité, dans les services d'autopartage free-floating, le déplacement des véhicules par les opérateurs est plus complexe. En effet, ils déplacent aussi les véhicules pour les repositionner lorsque leur emplacement n'est pas optimal. Il faudrait donc prendre en compte à la fois les déplacements pour le rechargement mais aussi ceux pour le repositionnement stratégique, ce qui n'est pas pris en compte dans la thèse. A partir de données d'utilisation réelles, il serait possible d'inclure le repositionnement stratégique des véhicules dans la modélisation. Il est donc important de souligner qu'il serait possible de détailler encore plus la modélisation du service si cela présente un intérêt pour son écoconception. En élargissant le périmètre d'étude, on pourrait aussi se demander si l'on considérait une partie des impacts liés aux infrastructures routières. Afin de simplifier la modélisation et surtout par rapport à l'objectif d'optimisation environnementale à partir d'une analyse de cycle de vie attributionnelle, un système fermé est considéré. C'est donc pour cela que l'on ne considère pas les aspects conséquents comme le report modal lié à la mise en place du véhicule. Cette partie sera traitée ultérieurement dans la thèse.

2) Les limites de la méthodologie de l'ACV appliquée aux PSS

Une des principales limites de cette thèse réside dans l'adaptation de la méthodologie de l'ACV au cas des PSS. Aujourd'hui il n'existe pas de normes ou même de lignes directrices permettant de l'appliquer. Quelques études dans la littérature nous ont permis de proposer un modèle d'adaptation. Néanmoins il faut avoir un regard critique sur la méthodologie proposée. Le principal problème méthodologique est lié au fait que les véhicules d'un service d'autopartage n'arrivent pas forcément en fin de vie dans le service. Ils peuvent être retirés au bout d'une certaine durée (ou distance parcourue comme dans l'article 1) et avoir donc une seconde phase d'utilisation hors service. Il était donc délicat de déterminer les impacts attribués au service en fonction de l'unité fonctionnelle proposée. L'introduction d'un coefficient d'allocation a été choisie comme solution à ce problème. Dans le premier article de la thèse, les résultats ont montré que la valeur de ce coefficient avait une très forte influence sur les résultats d'impacts environnementaux. Dans le cas où les véhicules sont conçus pour un usage service et restent dans le service pour une durée de quatre ans, le coefficient d'allocation a une influence mineure et donc il est possible d'interpréter les résultats. De même si les véhicules arrivent en fin de vie dans le service, la totalité des impacts de fabrication et fin de vie des véhicules est attribuée au service. Dans ce cas le coefficient d'allocation n'intervient plus. Il est donc important de présenter les hypothèses posées qui ont permis l'adaptation de la méthodologie lors de la présentation des résultats.

3) Les limites de la modélisation de l'utilisation

La modélisation de l'utilisation du service présente aussi des limites. Pour simplifier le modèle, une utilisation homogène des véhicules est considérée. Tous les véhicules sont utilisés de la même manière et ont donc tous le même taux d'utilisation. De même la répartition dans le temps et l'espace des trajets effectués pendant la durée de fonctionnement du service est considérée homogène. En effet tout d'abord au niveau du temps, dans la réalité, la demande en trajets des utilisateurs n'est pas homogène sur cette durée. Il peut y avoir des différences à plusieurs échelles de temps. Sur une année, la demande n'est pas la même pour tous les mois. Par exemple dans une ville comme Paris la demande est beaucoup moins importante durant les deux mois d'été où une grande partie des utilisateurs sont en vacances. De même sur une semaine la demande en trajets un jour de semaine ouvré n'est pas la même que celle en week-end. Enfin sur une journée de 24h la quasi-totalité des trajets se font en journée. La nuit les véhicules ne sont presque pas utilisés. En général, les véhicules sont rechargés à ce moment. Dans une journée, il peut y avoir des pics d'utilisation. De même au niveau de l'espace, on considère une zone de déploiement fermée sans prendre en compte la distribution spatiale des trajets. En effet, dans la réalité, l'utilisation du service n'est pas homogène sur toute la zone. Dans la thèse, on considère un trajet moyen type représentatif de l'usage réel d'un service en fonction de la zone. Ensuite, on considère en entrée le nombre de fois que ce trajet type est réalisé pendant la durée de fonctionnement choisie. Les résultats

qui permettent l'écoconception du service et des véhicules est basée sur cette utilisation homogène ce qui peut être considérée comme une limite.

4) Les limites du modèle d'attractivité et du modèle des coûts d'exploitation du service

Dans cette thèse, un modèle d'attractivité a été développé afin de prendre en compte la satisfaction. L'attractivité d'un service d'autopartage est très subjective au sens où tous les clients du service n'ont pas les mêmes attentes. Il était donc compliqué d'intégrer cette satisfaction des clients dans l'optimisation environnementale du service. Une méthode qui couple l'utilisation d'une matrice QFDE et d'une enquête de terrain basée sur le modèle Kano a permis de créer un indicateur d'attractivité sous la forme d'un score unique. Ce score a été intégré comme une contrainte dans la résolution des CSP pour l'optimisation. Cette méthode présente de nombreuses limites. Tout d'abord les besoins clients sélectionnés et figurant dans la matrice QFDE ne sont pas exhaustifs et peuvent être discutés. En effet, il est possible d'intégrer d'autres besoins clients ou bien d'en supprimer un. De plus, même si la matrice QFDE est construite lors d'un atelier par des experts, elle peut être aussi discutable. Avec un autre groupe d'experts, les coefficients de la matrice pourraient être différents. En effet les coefficients de la matrice expriment comment les paramètres du service contribuent à chaque besoin client identifié de manière subjective. Enfin l'importance accordée par les utilisateurs a été mesurée à l'aide d'un questionnaire diffusé à 30 doctorants travaillant chez un constructeur automobile. Les résultats pourraient être forcément différents si le questionnaire était diffusé à grande échelle à des utilisateurs d'un tel service. La méthode permet de calculer un score à partir des valeurs des paramètres du service de la matrice QFDE. Ce score est construit de manière à ce que sa valeur maximale corresponde aux valeurs maximales ou minimales des paramètres du service. Il s'agit de la principale limite de cette méthode. En effet, en réalité, l'attractivité maximale d'un tel service devrait plutôt correspondre à des valeurs intermédiaires des paramètres du service. Pour cela, il faudrait développer un questionnaire plus complexe ayant pour objectif de déterminer les valeurs optimales de chaque paramètre qui maximisent la satisfaction des clients. Néanmoins ce processus serait beaucoup plus complexe et ne permettrait pas de résoudre le problème de subjectivité souligné précédemment.

Le modèle des coûts d'exploitation présente aussi ces limites au sens où il permet de créer un indicateur qui calcule les coûts en fonction des hypothèses posées. Ce modèle ne correspond pas à tous les services d'autopartage free-floating et il est donc nécessaire de l'adapter pour que les coûts calculés se rapprochent des coûts réels du service étudié. Une des principales difficultés concernait les coûts liés directement aux véhicules du service. Dans le cas où les fournisseurs de service louent en leasing les véhicules, il faut déterminer le montant de ce leasing en fonction du dimensionnement du véhicule obtenu lors de l'optimisation environnementale du service. Contrairement au modèle d'attractivité, il

n'y a pas de notion de subjectivité ce qui facilite la création de cet indicateur. Néanmoins il est nécessaire d'obtenir toutes les données nécessaires afin d'obtenir un calcul des coûts reflétant les coûts réels.

5) Incertitudes liées aux données d'entrée

Afin d'appliquer la démarche proposée à un cas de service d'autopartage, il a été nécessaire d'utiliser un nombre important de données d'entrée. Tout d'abord, pour le calcul des impacts des véhicules, les différentes données d'entrées utilisées sont :

- Valeur de potentiel d'impact pour la fabrication des véhicules (hors batterie) par kg de masse de véhicule (hors batterie) pour chacun des indicateurs environnementaux (dans les deux premiers articles)
- Données permettant d'établir une relation entre le potentiel d'impact pour la fabrication du véhicule (hors batterie) en fonction de la masse du véhicule (hors batterie) et du niveau de finition des véhicules pour chacun des indicateurs environnementaux (dans le troisième article)
- Valeur de potentiel d'impact pour la fabrication des batteries par kg de masse de batterie pour chacun des indicateurs environnementaux
- Valeur de potentiel d'impact pour la fin de vie des véhicules par (hors batterie) par kg de masse de véhicule (hors batterie)
- Valeur de potentiel d'impact pour la production d'électricité d'un kWh (pour les différents mix électriques considérés dans la thèse)
- Valeur de la densité énergétique de la batterie lithium-ion (en kWh / kg)
- Valeur de potentiel d'impact pour la production et l'installation d'une borne de rechargement (seulement pour l'indicateur GWP)
- Données permettant d'établir une relation affine entre la vitesse de rechargement de la batterie et le nombre de cycle de recharges pour la durée de vie de la batterie
- Coefficient de proportionnalité entre la valeur de consommation d'électricité de l'entrepôt et sa superficie
- Coefficient de proportionnalité entre la superficie de l'entrepôt et le nombre de bornes de rechargement installées dans celui-ci
- Données permettant d'établir une relation entre la masse totale du véhicule et sa consommation d'électricité
- Données permettant d'établir une relation entre l'utilisation des auxiliaires chauffage et climatisation et la consommation électrique des véhicules

Ces différentes données ont été obtenus à partir des ACV de plusieurs modèles de véhicules électriques ou bien de la littérature. Par exemple concernant les impacts de fabrication, la valeur de potentiel d'impact par kg de masse de véhicule n'est pas le même pour tous les véhicules électriques. Une valeur moyenne a dû être calculée. Dans l'article 3, la modélisation a évolué et les impacts de la fabrication des véhicules (hors batterie) dépendent à présent de la masse du véhicule (hors batterie) et du niveau de finition. La relation a pu être établie en se basant sur les résultats d'ACV de plusieurs modèles de véhicules avec des masses et des niveaux de finition différents. Concernant la densité énergétique des batteries celle-ci n'est pas la même pour tous les véhicules électriques. De plus cette densité énergétique a beaucoup évolué lors des dernières décennies. Une valeur moyenne a donc été calculée. D'autres données ont pu être obtenues dans la littérature comme la relation entre la vitesse de rechargement et le nombre de cycle de recharges de la batterie pendant sa durée de vie. Le vieillissement des batteries est très complexe et encore aujourd'hui il est difficile de déterminer exactement comme les différents facteurs influencent sur la durée de vie des batteries. Dans le cadre de la thèse, on a fait l'hypothèse que celle-ci ne dépend que de la vitesse de rechargement et de la fréquence de rechargement. De plus, une valeur de l'impact de la fabrication des bornes de rechargement a pu être trouvée dans la littérature (Nansai et al., 2001). Cette valeur donne un bon ordre de grandeur mais il est évident que l'impact n'est pas le même pour les types de bornes de rechargement. Enfin de même le coefficient de correction de la consommation électrique en fonction de l'utilisation du chauffage et de la climatisation a été déterminé grâce à une étude dans la littérature et à un scénario d'utilisation des auxiliaires par les clients du service. Dans la réalité ce coefficient devrait différer de la valeur trouvée même si celle-ci semble une bonne estimation.

Concernant le modèle de coûts de nombreuses données ont aussi été récupérées. Celles-ci présentent aussi leur degré d'incertitude. Selon le service étudié, il est important de récupérer les données qui permettent de déterminer un indicateur qui calcule des coûts d'exploitation proche de la réalité.

Pour conclure, il existe des incertitudes sur un grand nombre de données d'entrée utilisées. Il est donc important lorsque l'on veut appliquer la démarche de faire un travail de récupération de ces données et d'adapter la modélisation pour que celle-ci se rapproche de la réalité. Cela va permettre de rendre la démarche et les résultats plus robustes.

Dans cette thèse, une démarche d'optimisation environnementale d'un PSS d'autopartage free-floating est développée à partir de l'adaptation de l'analyse de cycle de vie attributionnelle. Un système fermé est considéré et la démarche permet l'écoconception du service sans prendre en compte l'influence du service sur ce qui est en dehors des frontières du système. Nous avons vu cependant que la mise en place de ces services pouvait entraîner une réduction indirecte des impacts environnementaux. Dans la section suivante, les aspects consécutifs liés à la mise en place d'un PSS d'autopartage seront étudiés.

6.5 Les aspects consécutifs

6.5.1 Bénéfices environnementaux et effets rebonds liés à la mise en place d'un service d'autopartage

Les principaux bénéfices environnementaux liés à la mise en place des services d'autopartage free-floating et plus généralement des services de mobilité automobile sont liés au report modal de l'utilisation des véhicules privés vers l'utilisation de ces services. Ces services pourraient donc être un moyen efficace pour réduire les émissions du transport routier. De nombreuses études ont été menées pour analyser les bénéfices environnementaux de ces solutions alternatives de mobilité automobile. Tout d'abord, l'autopartage pourrait réduire le nombre de véhicules motorisés dans le parc automobile d'une ville ou d'un pays (Martin et al., 2010). Une étude a montré qu'aux Pays-Bas, les utilisateurs d'un service d'autopartage possèdent 30% de voitures en moins et parcourent 15 à 20% de kilomètres de voiture en moins qu'avant le partage de voitures (Nijland & van Meerkerk, 2017a). Cette étude montre également que la voiture partagée remplace majoritairement une deuxième ou troisième voiture. En effet, l'autopartage, couplé à d'autres modes alternatifs, permet à l'utilisateur d'apprendre progressivement à se passer de sa voiture particulière (Nicolas Louvet & Godillon, 2013). Cela peut donc permettre une réduction du parc automobile dans les zones où ces services sont déployés. En outre, l'introduction de services d'autopartage peut également entraîner une réduction des impacts sur la consommation d'énergie pendant la phase d'utilisation des véhicules. En effet, de nombreux services proposent des véhicules électriques ou des véhicules économes en énergie. Rydén & Morin (2005) estiment qu'un véhicule en service est 17% plus efficace qu'un véhicule privé. Malgré tous ces avantages, Briceno et al. (2005) ont souligné l'importance de prendre en compte les effets rebond de l'autopartage. En effet, les économies réalisées grâce à l'autopartage peuvent conduire à de nouvelles dépenses des ménages qui peuvent être liées à de nouveaux impacts environnementaux. Par exemple si les économies réalisées sont utilisées pour effectuer un trajet en avion pour un voyage par exemple, les impacts environnementaux au global pourraient être plus importants qu'avant l'utilisation du service. Il s'agit ici d'un effet rebond négatif. De plus, il est nécessaire que le report modal soit bénéfique pour l'environnement. En effet, l'utilisation de l'autopartage inciterait à utiliser plus souvent d'autres modes de transport pour les déplacements qui pourraient être effectués en voiture privée. Il faut donc prendre en compte les impacts de l'utilisation de ces autres modes de transports afin de comparer l'utilisation d'un véhicule privé avec l'utilisation d'un service d'autopartage. Une étude à Pékin a utilisé la méthodologie de l'ACV pour comparer les avantages environnementaux de plusieurs types de services

d'autopartage (Ding et al., 2019). Cette étude souligne que les différents types de services n'ont pas le même potentiel sur le report modal de l'utilisation de la voiture particulière à l'utilisation de ces services. Concernant le cas de l'autopartage en libre-service, une étude de cas à Bâle (Suisse) a montré que 6% des clients d'autopartage en libre-service réduisent leur possession de véhicules privés (Becker et al., 2018).

Les principales études dans la littérature utilisant l'analyse de cycle de vie dans le cas des services d'autopartage tentent de quantifier les gains environnementaux liés à la mise en place de ces services et de ces aspects consécutifs. En effet les données obtenues sur le report modal lié à la mise en place du service telles que la réduction des kilomètres parcourus par les utilisateurs ou bien la réduction du nombre de véhicules privés peuvent être traduits en impacts environnementaux évités.

Pour résumer, hormis les effets rebonds, les trois éléments importants liés à la mise en place d'un service d'autopartage free-floating sont :

- 1) La réduction des kilomètres parcourus par les utilisateurs en comparaison à leur utilisation de véhicule privé avant leur passage au service
- 2) Le nombre de véhicules privés que remplace chaque véhicule du service
- 3) L'utilisation de véhicules avec des meilleures performances environnementales.

Grâce à une enquête de terrain approfondie, il serait possible de quantifier ces trois éléments pour un cas d'étude de service d'autopartage free-floating. Concernant le dernier point, il faudrait établir les impacts du véhicule privé moyen. Sur une durée de fonctionnement du service de quatre ans, on pourrait donc établir de manière quantitative (approximativement) les impacts évités par la mise en place d'un service d'autopartage free-floating. Cela permettrait notamment de pouvoir comparer ces impacts évités avec ceux générés par l'écoconception du service.

L'utilisation de l'analyse de cycle de vie dans un but de comparer les impacts d'un service et ceux des véhicules privés d'un point de vue utilisateur est quant à elle très complexe. Il est notamment difficile de déterminer une unité fonctionnelle qui peut s'appliquer aux deux systèmes car ils n'ont pas la même fonction. En effet, avec un véhicule privé, il n'y a pas de zone limitée et il est possible d'effectuer des trajets extra-urbains par exemple ce qui n'est pas le cas avec un service d'autopartage free-floating. Il serait donc nécessaire d'introduire des allocations d'impacts afin de pouvoir faire une comparaison entre les deux systèmes. Il faudrait aussi introduire les aspects consécutifs dans cette comparaison. Pour conclure, l'utilisation de l'analyse de cycle de vie ne semble pas être adaptée à la comparaison d'un service d'autopartage free-floating et des véhicules privés d'un point de vue utilisateur.

Dans cette thèse, l'analyse de cycle de vie attributionnelle a été utilisée afin d'optimiser les performances environnementales d'un service d'autopartage free-floating. Un système fermé a été modélisé et les

aspects consécutifs n'ont pas été pris en compte dans l'optimisation du service. La prochaine section traitera de l'intégration de ces aspects consécutifs dans l'optimisation environnementale d'un service d'autopartage free-floating.

6.5.2 Intégration des aspects consécutifs dans l'optimisation environnementale des services d'autopartage

Le troisième article présent dans cette thèse traite de la prise en compte de l'attractivité dans l'optimisation environnementale d'un service d'autopartage free-floating. Les résultats montrent que l'augmentation de l'attractivité entraîne une augmentation des impacts environnementaux directs du service. Pour autant l'attractivité du service est directement liée à l'adoption du service par les clients. Dès lors une augmentation de l'attractivité peut favoriser le report modal et donc augmenter les impacts environnementaux évités. Au global, ces impacts évités pourraient être plus importants que la réduction des impacts liés à une diminution de l'attractivité du service.

Cette thèse traite de l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating grâce à une optimisation environnementale basée sur une utilisation de l'analyse de cycle de vie attributionnelle. Cette démarche permet de minimiser les impacts directs du service. En travaillant sur un système fermé, on ne considère pas les impacts évités liés aux aspects consécutifs induits par la mise en place du service qui ont présentés dans la section précédente.

Il existerait une autre manière d'optimisation environnementale d'un tel service. Cela consisterait cette fois-ci à maximiser ces impacts évités. En effet le report modal de l'utilisation de véhicules privés ou bien d'autres moyens de transports à l'origine d'impacts environnementaux importants vers l'utilisation du service peut entraîner une réduction des impacts au global. Pour maximiser les impacts évités, il faudrait donc maximiser ce report modal. On pourrait parler d'optimisation environnementale indirecte du service où l'on cherche à maximiser les impacts évités induits par la mise en place du service. Ce type d'optimisation serait complémentaire à l'optimisation environnementale directe basée sur l'analyse de cycle de vie attributionnelle.

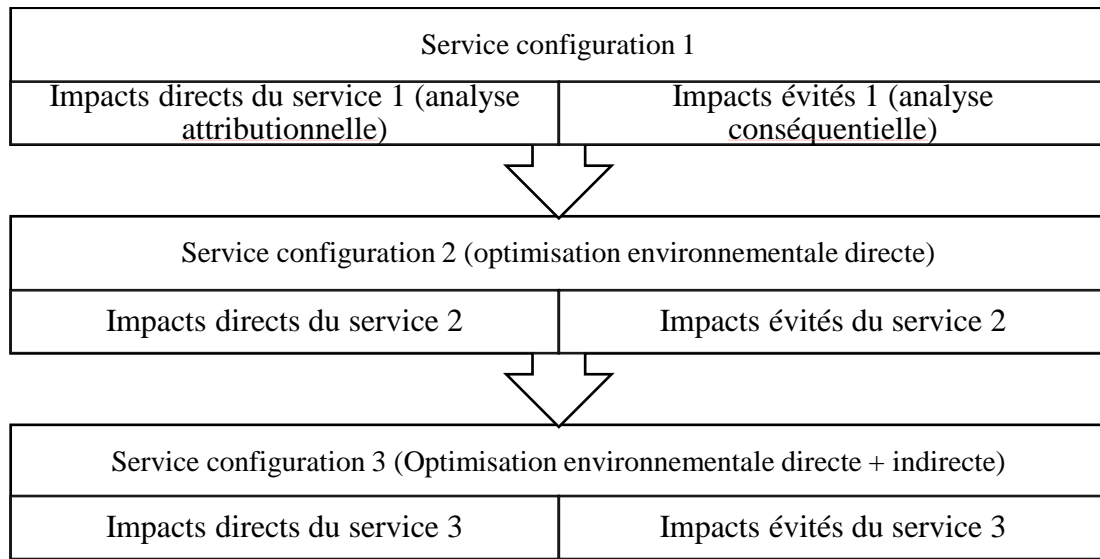


Figure 48 Processus d'optimisation directe et indirecte du service d'autopartage free-floating

La **Figure 48** schématise simplement l'apport de l'optimisation environnementale du service. Avec une configuration initiale 1 d'un service d'autopartage free-floating sans optimisation on aurait d'un côté les impacts directs du service calculés à partir de l'adaptation de la méthodologie de l'ACV attributionnelle et d'un autre coté les impacts évités liés aux aspects conséquentiels suite à la mise en place du service (réduction du nombre de véhicules privés, réduction du nombre de kilomètres parcourus, etc...). En utilisant la démarche proposée dans cette thèse, on obtient une configuration 2 du service permettant de minimiser les impacts directs du service. La démarche d'écoconception minimise les impacts directs mais modifie forcément les impacts évités. Il est primordial d'avoir au global des impacts environnementaux moins importants après l'application de la démarche d'écoconception. L'idéal serait donc de pouvoir coupler les deux types d'optimisation qui permettrait d'obtenir une configuration du service qui minimiserait les impacts directs du service et qui maximiserait les impacts évités.

Par conséquent il serait intéressant de se demander comment maximiser le report modal d'un service d'autopartage free-floating. Il s'agirait dans ce cas de concevoir le service qui permettrait de maximiser le report modal induit par sa mise en place. Afin de coupler cette maximisation du report modal avec la démarche présentée dans cette thèse, un indicateur de report modal pourrait être introduit. Cet indicateur serait utilisé de la même manière que l'indicateur d'attractivité. C'est-à-dire il serait possible de minimiser les impacts directs du service tout en s'assurant de l'efficacité du report modal. En réalité l'indicateur de report modal serait plutôt une adaptation de l'indicateur d'attractivité mais au lieu de s'intéresser exclusivement à la satisfaction des clients du service, il faudrait s'intéresser à comment favoriser l'adoption du service par de nouveaux clients. Pour cela, il serait possible de se baser sur les résultats d'une enquête terrain sous la forme d'un questionnaire diffusé à grande échelle aux potentiels

utilisateurs d'un territoire. Le but de ce questionnaire serait d'identifier comment optimiser la configuration d'un service d'autopartage free-floating afin de maximiser le report modal.

CHAPITRE 7 Conclusions et perspectives

7.1 Conclusion

La crise de l'environnement et notamment le réchauffement climatique ont entraîné une transition énergétique et technologique pour les constructeurs automobiles mais aussi la nécessité de repenser l'usage des véhicules. Afin de diminuer l'usage privé des véhicules, les services de mobilité ont émergé depuis plusieurs années. Plus récemment les services d'autopartage free-floating ont fait leur apparition dans les villes.

Ces services proposent une alternative à la voiture personnelle pour les besoins de mobilité urbaine. En effet, le principal objectif de la mise en place de ces services est d'entraîner un report modal de l'utilisation des véhicules personnels vers l'utilisation de ces services. Des études montrent notamment que les utilisateurs qui s'inscrivent dans ces services diminuent leur distance effectuée en voiture. Ces services permettent aussi une diminution du parc automobile. En dehors des études tentant de démontrer la réduction d'impacts liés à ces aspects conséquents, peu de méthodes sont dédiées à l'écoconception de ces services et plus globalement aux systèmes produit-service. Dans cette thèse, nous avons proposé une démarche d'évaluation environnementale d'un système produit-service d'autopartage free-floating en vue de son écoconception.

Cette recherche a été effectuée chez un constructeur automobile qui propose ses propres services d'autopartage free-floating. L'objectif de cette thèse est de pouvoir aider à la prise de décision à l'écoconception de ces services. Pour atteindre cet objectif, il a été nécessaire de répondre à trois questions de recherche :

- 1) Comment établir une modélisation d'un système produit-service d'autopartage free-floating dans un objectif d'analyse et d'optimisation environnementale du service?
- 2) Quels sont les leviers d'écoconception d'un service d'autopartage free-floating ?
- 3) En quoi la prise en compte de l'attractivité commerciale et des coûts d'exploitation modifie l'écoconception d'un service d'autopartage free-floating?

La première phase et non la plus aisée a été de modéliser le système. En effet, la modélisation d'un système produit-service et plus particulièrement d'un service d'autopartage est complexe notamment à cause des infrastructures et de la phase d'utilisation. Tout au long de la thèse la modélisation du système a évolué. Trois versions de la modélisation ont été obtenues. Dans un premier temps, une modélisation générique de services d'autopartage B2C a été obtenue à l'aide d'une approche bottom-up. A partir de la méthodologie d'ACV d'un véhicule, une adaptation a été proposée afin de calculer les impacts environnementaux du service en relation avec une unité fonctionnelle. A partir des bases de cette

première version, la modélisation a évolué vers une seconde version correspond au cas spécifique de l'autopartage free-floating. Une approche Top-down et les résultats obtenus pour la première version ont permis d'aboutir à cette seconde version. Dans celle-ci, les infrastructures liées au rechargement des véhicules ont été incluses. Dans la troisième phase de la thèse, l'introduction des coûts et de l'attractivité du service a entraîné une dernière évolution de la modélisation vers la troisième version. La satisfaction des clients a été introduit par l'intermédiaire d'une matrice QFD combinée aux résultats d'un questionnaire suivant le modèle Kano. Dans cette dernière version de la modélisation, on obtient six paramètres du service qui peuvent être dimensionnés : quatre liés à la conception du véhicule (masse voiture hors batterie, capacité batterie, niveau de finition, disponibilité des auxiliaires chauffage / AC) et deux liés aux infrastructures (vitesse de rechargement et seuil d'autonomie minimale).

A partir des trois versions de la modélisation, des leviers d'écoconception ont pu être identifiés. Pour la première version de la modélisation, l'utilisation de la méthode des plans d'expérience a permis de réaliser une analyse environnementale. Les résultats ont permis de hiérarchiser huit paramètres du système selon leur influence sur les impacts environnementaux des services d'autopartage B2C. Pour un service d'autopartage free-floating les premiers leviers identifiés sont :

- Le taux d'utilisation des véhicules,
- Le mix électrique (pour la recharge des véhicules),
- Le modèle de véhicule

Pour les deuxièmes et troisièmes versions de la modélisation, l'utilisation des CSP a permis de réaliser une optimisation environnementale d'un service d'autopartage free-floating. A partir de la deuxième version, on a pu montrer l'influence de la vitesse de rechargement et de la capacité de la batterie sur les impacts du service tandis qu'avec la troisième, quatre autres paramètres ont pu être testés :

- La masse du véhicule hors batterie,
- Le niveau de finition des véhicules,
- La disponibilité des auxiliaires chauffage / AC,
- Le seuil d'autonomie minimale avant rechargement.

La résolution des CSP permet d'obtenir à chaque fois la configuration optimale permettant de minimiser un indicateur environnemental.

Afin de répondre à la dernière question de recherche, deux indicateurs ont été créés : un indicateur de coûts calculant les coûts d'exploitation du service à partir de sa configuration et un indicateur d'attractivité traduisant la satisfaction des clients en fonction de la configuration du service. L'indicateur de coûts peut être introduit dans la résolution des CSP comme un objectif à minimiser alors que l'indicateur d'attractivité est introduit en tant que contrainte sous la forme d'un score limite à respecter

lors de la minimisation d'un indicateur environnemental. L'indicateur de coût permet notamment d'avoir une information sur les coûts correspondant aux configurations permettant de minimiser les impacts du service. Grâce à l'indicateur d'attractivité il est possible de voir l'évolution de la configuration du service (valeurs optimales des six paramètres à dimensionner) en fonction du score d'attractivité imposé.

Pour conclure, la démarche proposée démontre le potentiel de gains d'impact que peut apporter l'écoconception des services d'autopartage free-floating. Cette écoconception serait complémentaire aux impacts évités grâce au report modal induit par la mise en place du service. La démarche montre aussi qu'il est possible d'inclure les contraintes de coûts et d'attractivité dans la minimisation des impacts du service. Dans le **Tableau 37**, on propose la comparaison des impacts d'un service d'autopartage free-floating non écoconçu et ceux d'un service écoconçu (en relation avec l'unité fonctionnelle du **Tableau 27**). Pour le service non écoconçu, on considère l'utilisation d'un véhicule de segment A avec un niveau de finition moyen, une recharge rapide des véhicules ainsi qu'un seuil d'autonomie minimale avant rechargement de 15 km. On compare cette configuration à celle qui permet de minimiser l'indicateur GWP. En résultat, on obtient le potentiel d'impact du service sur la durée des quatre ans ainsi que la valeur de grammes de CO₂ par km (utilisateurs). Avec le service écoconçu les impacts sont pratiquement divisés par trois. On peut voir aussi que la part des infrastructures est moins importante pour le service écoconçu.

Tableau 37 Comparaison des impacts d'un service écoconçu et ceux d'un service non écoconçu

	Service non Eco conçu	Service Eco conçu
Masse caisse (kg)	835	434
Capacité batterie (kWh)	14,5	5,9
Niveau de finition	Niveau moyen	Niveau bas
Options chauffage / AC	Présentes	Absentes
Vitesse de rechargement (kW)	50 (recharge rapide)	11,5
Seuil d'autonomie minimale (km)	15	8
Impact GWP (T CO ₂ -eq)	1955	776
g CO ₂ -eq / par km (utilisateur)	50,9 (47,9 sans les infrastructures)	20,2 (18,1 sans les infrastructures)

7.2 Perspectives

Les perspectives de cette thèse se portent principalement sur l'opérationnalisation de la démarche mais cependant il existe aussi de nombreuses perspectives scientifiques.

Au niveau de la méthodologie de l'analyse de cycle, des lignes directrices permettant une adaptation au cas des PSS ont été utilisées dans cette thèse. Cependant des hypothèses ont dû être posées et cela a une influence sur une partie des résultats. Il serait intéressant de développer des normes afin de faciliter cette utilisation de l'ACV au cas des PSS.

L'utilisation des CSP s'est avéré efficace dans le cas d'une modélisation à l'échelle macro dans un objectif de minimisation des impacts environnementaux. De même, l'intégration des indicateurs de coûts et d'attractivité en tant que contraintes est préférable à la création d'un objectif global d'optimisation. Cependant il serait intéressant de développer les méthodes de création de ces indicateurs dont notamment l'indicateur d'attractivité à partir de la méthode QFD. En effet il serait intéressant d'intégrer les tarifs et l'empreinte environnementale du service dans la liste des besoins des clients et d'explorer d'autres méthodes afin de déterminer l'expression du score d'attractivité.

Enfin grâce à une enquête de terrain approfondie, il serait intéressant de quantifier les impacts évités grâce à la mise en place d'un service d'autopartage free-floating (report modal de l'utilisation de la voiture personnelle vers le service) et de comparer ces impacts évités avec ceux générés grâce à l'écoconception du service. La création et l'intégration d'un indicateur de report modal dans la démarche d'écoconception permettrait à la fois de minimiser les impacts tout en assurant un report modal efficace.

Concernant les perspectives industrielles, l'objectif serait d'opérationnaliser la démarche en l'appliquant à un véritable cas d'étude de service d'autopartage free-floating. Il serait aussi intéressant de travailler à généraliser la démarche au cas général des PSS. Pour terminer sur les perspectives, il serait pertinent aussi de pouvoir faire évoluer la modélisation en intégrant des solutions techniques envisagées dans le futur comme par exemple l'utilisation de batteries amovibles ou plus généralement la modularité des véhicules.

Références bibliographiques

- ACEA - *European Automobile Manufacturers' Association*. (s. d.). Consulté 20 décembre 2020, à l'adresse <https://www.acea.be>
- Amatuni, L., Ottelin, J., Steubing, B., & Mogollón, J. M. (2020). Does car sharing reduce greenhouse gas emissions? Assessing the modal shift and lifetime shift rebound effects from a life cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 266, 121869.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121869>
- Amaya, J., Lelah, A., & Zwolinski, P. (2014a). Design for intensified use in product–service systems using life-cycle analysis. *Journal of Engineering Design*, 25(7-9), 280-302.
<https://doi.org/10.1080/09544828.2014.974523>
- Amaya, J., Lelah, A., & Zwolinski, P. (2014b). Design for intensified use in product–service systems using life-cycle analysis. *Journal of Engineering Design*, 25(7-9), 280-302.
<https://doi.org/10.1080/09544828.2014.974523>
- Baines, T. S., Lightfoot, H. W., Evans, S., Neely, A., Greenough, R., Peppard, J., Roy, R., Shehab, E., Braganza, A., & Tiwari, A. (2007). State-of-the-art in product-service systems. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part B: journal of engineering manufacture*, 221(10), 1543-1552.
- Becker, H., Ciari, F., & Axhausen, K. W. (2017). Comparing car-sharing schemes in Switzerland : User groups and usage patterns. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 97, 17-29. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.01.004>
- Becker, H., Ciari, F., & Axhausen, K. W. (2018). Measuring the car ownership impact of free-floating car-sharing – A case study in Basel, Switzerland. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 65, 51-62. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.08.003>
- Bereketli, I., & Erol Genevois, M. (2013). An integrated QFDE approach for identifying improvement strategies in sustainable product development. *Journal of Cleaner Production*, 54, 188-198.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.053>

- Berger, C., Blauth, R., & Boger, D. (1993). *KANOS METHODS FOR UNDERSTANDING CUSTOMER-DEFIND QUALITY*.
- Bernstein, L., Bosch, P., Canziani, O., Chen, Z., Christ, R., & Riahi, K. (2008). *IPCC, 2007 : Climate change 2007: synthesis report*. IPCC.
- Bigo, R. (s. d.). *Thèse—Les transports face au défi de la transition énergétique—Chaire Energie et Prospérité*. Consulté 19 décembre 2020, à l'adresse <http://www.chair-energy-prosperity.org/publications/travail-de-these-decarboner-transport-dici-2050/>
- Briceno, T., Peters, G., Solli, C., & Hertwich, E. (2005). *Using life cycle approaches to evaluate sustainable consumption programs : Car-sharing*. Program for industriell økologi. <http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:121813>
- Carbone 4—1er cabinet de conseil spécialisé dans la stratégie carbone*. (s. d.). Consulté 8 décembre 2020, à l'adresse <http://www.carbone4.com/>
- Ces villes européennes qui rejettent le diesel | Les Echos*. (s. d.). Consulté 20 décembre 2020, à l'adresse <https://www.lesechos.fr/2018/05/ces-villes-europeennes-qui-rejettent-le-diesel-991433>
- Conseil d'état. (s. d.). *Etude annuelle 2017 - Puissance publique et plateformes numériques : Accompagner l'«ubérisation»*. Conseil d'État. Consulté 19 décembre 2020, à l'adresse <https://www.conseil-etat.fr/ressources/etudes-publications/rapports-etudes/etudes-annuelles/etude-annuelle-2017-puissance-publique-et-plateformes-numeriques-accompagner-l-uberisation>
- Corti, D., Fontana, A., & Montorsi, F. (2016). Reference data architecture for PSSs life cycle inventory. *Procedia CIRP*, 47(Supplement C), 300-304. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.033>
- CRÉDOC - centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie*. (s. d.). Consulté 19 décembre 2020, à l'adresse <https://www.credoc.fr>
- Dal Lago, M., Corti, D., & Wellsandt, S. (2017). Reinterpreting the LCA standard procedure for PSS. *Procedia CIRP*, 64, 73-78. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.03.017>

- Delhi, S. I.-N. (2016). Automotive revolution & perspective towards 2030. *Auto Tech Review*, 5(4), 20-25. <https://doi.org/10.1365/s40112-016-1117-8>
- Ding, N., Pan, J., Zhang, Z., & Yang, J. (2019). Life cycle assessment of car sharing models and the effect on GWP of urban transportation : A case study of Beijing. *Science of The Total Environment*, 688, 1137-1144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.111>
- Doualle, B., Medini, K., Boucher, X., & Laforest, V. (2015). Investigating sustainability assessment methods of product-service systems. *Procedia Cirp*, 30, 161-166. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.03.008>
- Edwards, R., Larivé, Jf., & Beziat, J. C. (2011). Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. *JRC, CONCAWE and Renault/EUCAR*, 74. <https://doi.org/10.2788/78759>
- Emilsson, E., & Dahllöf, L. (2019). Lithium-Ion vehicle battery production. *IVL Swedish Environmental Research Institute: Stockholm, Sweden*.
- Faria, R., Marques, P., Moura, P., Freire, F., Delgado, J., & de Almeida, A. T. (2013). Impact of the electricity mix and use profile in the life-cycle assessment of electric vehicles. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 271-287. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.063>
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., & Klüppel, H.-J. (2006). The New International Standards for Life Cycle Assessment : ISO 14040 and ISO 14044. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2), 80-85. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>
- Firnkor, J., & Müller, M. (2015). Free-floating electric carsharing-fleets in smart cities : The dawning of a post-private car era in urban environments? *Environmental Science & Policy*, 45, 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.09.005>
- Gabi website* : [Http://www.gabi-software.com/](http://www.gabi-software.com/). (2017, juillet 28). <http://www.gabi-software.com/>
- Gao, P., Kaas, H.-W., Mohr, D., & Wee, D. (2016). Disruptive trends that will transform the auto industry. *McKinsey & Company*, 1(January), 1-9.

- Garcia, J. (2015). *Développement d'une méthode d'évaluation de la performance environnementale des innovations incrémentales* [Phdthesis, Ecole Centrale Paris]. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01142115/document>
- Garcia, J., Millet, D., & Tonnelier, P. (2015). Construction of evolving models for the environmental evaluation of innovative sub-systems based on a hierarchical agglomerative clustering. *International Journal of Sustainable Engineering*, 8(6), 386-404. <https://doi.org/10.1080/19397038.2014.1001467>
- Garcia, J., Millet, D., Tonnelier, P., Richet, S., & Chenouard, R. (2017). A novel approach for global environmental performance evaluation of electric batteries for hybrid vehicles. *Journal of Cleaner Production*, 156, 406-417. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.035>
- Goedkoop, M. (1999). Product service systems. *Ecological and economic basis*.
- Grand Angle : L'économie collaborative, une utopie en marche ?* (s. d.). Consulté 19 décembre 2020, à l'adresse <https://www.strategie.gouv.fr/actualites/grand-angle-leconomie-collaborative-une-utopie-marche>
- Greenblatt, J. B., & Saxena, S. (2015). Autonomous taxis could greatly reduce greenhouse-gas emissions of US light-duty vehicles. *Nature Climate Change*, 5(9), 860-863.
- Han, X., Lu, L., Zheng, Y., Feng, X., Li, Z., Li, J., & Ouyang, M. (2019). A review on the key issues of the lithium ion battery degradation among the whole life cycle. *ETransportation*, 1, 100005. <https://doi.org/10.1016/j.etrans.2019.100005>
- Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., & Strømman, A. H. (2013). Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 53-64. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00532.x>
- Hernandez, M., Messagie, M., De Gennaro, M., & Van Mierlo, J. (2017). Resource depletion in an electric vehicle powertrain using different LCA impact methods. *Resources, Conservation and Recycling*, 120, 119-130. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.11.005>
- Houghton, J. (2005). Global warming. *Reports on Progress in Physics*, 68(6), 1343-1403. <https://doi.org/10.1088/0034-4885/68/6/R02>

IBEX library homepage, 2020. (s. d.). Consulté 28 octobre 2020, à l'adresse <http://www.ibex-lib.org/home>

IEA – International Energy Agency. (s. d.). Consulté 10 décembre 2020, à l'adresse <https://www.iea.org/>

Insee—Institut national de la statistique et des études économiques. (s. d.). Consulté 9 décembre 2020, à l'adresse <https://www.insee.fr/fr/accueil>

IPCC — Intergovernmental Panel on Climate Change. (s. d.). Consulté 8 décembre 2020, à l'adresse <https://www.ipcc.ch/>

Kamargianni, M., Li, W., Matyas, M., & Schäfer, A. (2016). A critical review of new mobility services for urban transport. *Transportation Research Procedia, 14*, 3294-3303. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2016.05.277>

KANO, N. (1984). Attractive quality and must-be quality. *Hinshitsu (Quality, the Journal of Japanese Society for Quality Control), 14*, 39-48.

Katzev, R. (2003). Car sharing : A new approach to urban transportation problems. *Analyses of Social Issues and Public Policy, 3*(1), 65-86. <https://doi.org/10.1111/j.1530-2415.2003.00015.x>

Keolis : Acteur majeur du transport de voyageurs. (s. d.). Consulté 8 décembre 2020, à l'adresse <https://www.keolis.com/>

Kjaer, L. L., Pagoropoulos, A., Schmidt, J. H., & McAloone, T. C. (2016). Challenges when evaluating product/service-systems through life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production, 120*, 95-104. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.048>

Kuehl, R. O., & Kuehl, R. O. (2000). *Design of experiments : Statistical principles of research design and analysis.*

L2C2. (s. d.-a). *Avere-France.* Avere-France. Consulté 20 décembre 2020, à l'adresse <http://www.aver-france.org/Site/Home/>

L2C2. (s. d.-b). *Avere-France : Suivez la progression du marché du véhicule électrique !* Avere-France. Consulté 20 décembre 2020, à l'adresse http://www.aver-france.org/Site/Article/?article_id=6562

Le Danemark propose d'interdire la vente des voitures diesel et essence d'ici 2040. (s. d.).

LEFIGARO. Consulté 20 décembre 2020, à l'adresse <https://www.lefigaro.fr/flash-eco/le-danemark-propose-d-interdire-la-vente-des-voitures-diesel-et-essence-d-ici-2040-20191004>

Le robot-taxi va-t-il conduire les constructeurs vers l'abîme? (s. d.). Consulté 11 décembre 2020, à l'adresse <https://www.lavoixdunord.fr/266400/article/2017-11-20/le-robot-taxi-va-t-il-conduire-les-constructeurs-vers-l-abime>

Lee, J. T., Kwon, S., Lim, Y., Chon, M. S., & Kim, D. (2013). *Effect of Air-Conditioning on Driving Range of Electric Vehicle for Various Driving Modes* (SAE Technical Paper N° 2013-01-0040). SAE International. <https://doi.org/10.4271/2013-01-0040>

Les moyens de transport les plus utilisés dans le monde. (2019, décembre 5). *Blog de la mobilité urbaine*. <https://weevblog.wordpress.com/2019/12/05/les-moyens-de-transport-les-plus-utilises-dans-le-monde/>

Liang, Y., Su, J., Xi, B., Yu, Y., Ji, D., Sun, Y., Cui, C., & Zhu, J. (2017). Life cycle assessment of lithium-ion batteries for greenhouse gas emissions. *Resources, Conservation and Recycling*, 117, 285-293. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.08.028>

Lindahl, M., Sundin, E., & Sakao, T. (2014). Environmental and economic benefits of Integrated Product Service Offerings quantified with real business cases. *Journal of cleaner production*, 64, 288-296.

Louvet, N., & Godillon, S. (s. d.). *Enquête nationale sur l'autopartage. L'autopartage comme déclencheur d'une mobilité alternative à la voiture particulière, 6T-Bureau de recherche*.

Louvet, Nicolas, & Godillon, S. (2013, novembre 29). *Enquête Nationale sur l'Autopartage : L'autopartage comme déclencheur d'une mobilité alternative à la voiture particulière*. 6t. <http://6t.fr/enquete-nationale-autopartage/>

Luna, T. F., Uriona-Maldonado, M., Silva, M. E., & Vaz, C. R. (2020). The influence of e-carsharing schemes on electric vehicle adoption and carbon emissions : An emerging economy study. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 79, 102226. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102226>

- Luo, H., Kou, Z., Zhao, F., & Cai, H. (2019). Comparative life cycle assessment of station-based and dock-less bike sharing systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 180-189.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.003>
- Manfredi, S., Allacker, K., Pelletier, N., Chomkamsri, K., & de Souza, D. M. (2012). *Product Environmental Footprint (PEF) Guide*. <https://lirias.kuleuven.be/1924754>
- Martin, E., Shaheen, S., & Lidicker, J. (2010). Impact of carsharing on household vehicle holdings : Results from North American shared-use vehicle survey. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 2143, 150-158.
- Masui, K., Sakao, T., & Inaba, A. (2001). Quality function deployment for environment : QFDE (1st report)-a methodology in early stage of DfE. *Proceedings Second International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing*, 852-857.
<https://doi.org/10.1109/ECODIM.2001.992480>
- Masui, Keijiro, Sakao, T., Aizawa, S., & Inaba, A. (2008). *Quality Function Deployment for Environment (QFDE) to Support Design for Environment (DFE)*. 415-423.
<https://doi.org/10.1115/DETC2002/DFM-34199>
- Maussang, N., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2009). Product-service system design methodology : From the PSS architecture design to the products specifications. *Journal of Engineering Design*, 20(4), 349-366. <https://doi.org/10.1080/09544820903149313>
- Mayyas, A., Qattawi, A., Omar, M., & Shan, D. (2012). Design for sustainability in automotive industry : A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(4), 1845-1862. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.01.012>
- Mokrani, Z., Rekioua, D., & Rekioua, T. (2014). Modeling, control and power management of hybrid photovoltaic fuel cells with battery bank supplying electric vehicle. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(27), 15178-15187.
- Mont, O. (2002). Drivers and barriers for shifting towards more service-oriented businesses : Analysis of the PSS field and contributions from Sweden. *The Journal of Sustainable Product Design*, 2(3-4), 89-103.

- Mont, O. K. (2002). Clarifying the concept of product–service system. *Journal of Cleaner Production*, 10(3), 237-245. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(01\)00039-7](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(01)00039-7)
- Nansai, K., Tohno, S., Kono, M., Kasahara, M., & Moriguchi, Y. (2001). Life-cycle analysis of charging infrastructure for electric vehicles. *Applied Energy*, 70(3), 251-265. [https://doi.org/10.1016/S0306-2619\(01\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0306-2619(01)00032-0)
- New European Driving Cycle. (2020). In *Wikipedia*. https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=New_European_Driving_Cycle&oldid=947541892
- Nijland, H., & van Meerkerk, J. (2017a). Mobility and environmental impacts of car sharing in the Netherlands. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 23, 84-91.
- Nijland, H., & van Meerkerk, J. (2017b). Mobility and environmental impacts of car sharing in the Netherlands. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 23, 84-91. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2017.02.001>
- Nordelöf, A., Messagie, M., Tillman, A.-M., Ljunggren Söderman, M., & Van Mierlo, J. (2014). Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—What can we learn from life cycle assessment? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(11), 1866-1890. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0788-0>
- Oldekop, J. A., Horner, R., Hulme, D., Adhikari, R., Agarwal, B., Alford, M., Bakewell, O., Banks, N., Barrientos, S., Bastia, T., Bebbington, A. J., Das, U., Dimova, R., Duncombe, R., Enns, C., Fielding, D., Foster, C., Foster, T., Frederiksen, T., ... Zhang, Y.-F. (2020). COVID-19 and the case for global development. *World Development*, 134, 105044. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105044>
- Ou, X., Yan, X., & Zhang, X. (2010). Using coal for transportation in China : Life cycle GHG of coal-based fuel and electric vehicle, and policy implications. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 4(5), 878-887. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2010.04.018>
- Papadoulis, A., Quddus, M., & Imprialou, M. (2019). Evaluating the safety impact of connected and autonomous vehicles on motorways. *Accident Analysis & Prevention*, 124, 12-22.

- Parliament, E., & Union, the C. of the E. (2007). Regulation (EC) No 715/2007 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2007 on type approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information. *Off J Eur Union L Series.*, 171.
- Pelletier, N., Allacker, K., Manfredi, S., Chomkham Sri, K., & de Souza, D. M. (2012). *Organisation Environmental Footprint (OEF) Guide*.
- Pereirinha, P. G., González, M., Carrilero, I., Anseán, D., Alonso, J., & Viera, J. C. (2018). Main Trends and Challenges in Road Transportation Electrification. *Transportation Research Procedia*, 33, 235-242. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2018.10.096>
- Peruzzini, M., Marilungo, E., & Germani, M. (2014). A QFD-based methodology to support Product-Service design in manufacturing industry. *2014 International Conference on Engineering, Technology and Innovation (ICE)*, 1-7. <https://doi.org/10.1109/ICE.2014.6871572>
- Pettigrew, S., Talati, Z., & Norman, R. (2018). The health benefits of autonomous vehicles : Public awareness and receptivity in Australia. *Australian and New Zealand journal of public health*, 42(5), 480-483.
- Pialot, O., Millet, D., Cor, E., & Bisiaux, J. (2015). A method helping to define eco-innovative systems based on upgradability. *Procedia CIRP*, 30, 185-190.
- Posséder encore une voiture ? Les Français s'interrogent – L'argus PRO*. (s. d.). Consulté 11 décembre 2020, à l'adresse <https://pro.largus.fr/actualites/posseder-encore-une-voiture-les-francais-sinterrogent-10190397.html>
- Prettenthaler, F. E., & Steininger, K. W. (1999). From ownership to service use lifestyle : The potential of car sharing. *Ecological Economics*, 28(3), 443-453. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00109-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00109-8)
- Puschmann, T., & Alt, R. (2016). Sharing economy. *Business & Information Systems Engineering*, 58(1), 93-99.
- Regulation, E. U. (2009). No 443/2009 of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 setting emission performance standards for new passenger cars as part of the

- Community's integrated approach to reduce CO2 emissions from light-duty vehicles. *J. Eur. Union*, 140, 5-6.
- Roy, R. (2000). Sustainable product-service systems. *Futures*, 32(3), 289-299.
[https://doi.org/10.1016/S0016-3287\(99\)00098-1](https://doi.org/10.1016/S0016-3287(99)00098-1)
- Roy, R. K. (2001). *Design of experiments using the Taguchi approach : 16 steps to product and process improvement*. John Wiley & Sons.
- Rydén, C., & Morin, E. (2005). Mobility Services for Urban Sustainability. Environmental Assessment. Report WP 6. *Stockholm: Trivector Traffic AB*.
- Salazar, C., Lelah, A., & Brissaud, D. (2015). Eco-designing Product Service Systems by degrading functions while maintaining user satisfaction. *Journal of Cleaner Production*, 87, 452-462.
- Schor, J. (2016). DEBATING THE SHARING ECONOMY. *Journal of Self-Governance and Management Economics*, 4(3), 7-22.
- Secten. (2019, mai 16). Citepa. <https://www.citepa.org/fr/secten/>
- Sireli, Y., Kauffmann, P., & Ozan, E. (2007). Integration of Kano's Model Into QFD for Multiple Product Design. *IEEE Transactions on Engineering Management*, 54(2), 380-390.
<https://doi.org/10.1109/TEM.2007.893990>
- Speirs, J., Contestabile, M., Houari, Y., & Gross, R. (2014). The future of lithium availability for electric vehicle batteries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 35, 183-193.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.018>
- Talebpour, A., & Mahmassani, H. S. (2016). Influence of connected and autonomous vehicles on traffic flow stability and throughput. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 71, 143-163.
- Tchertchian, N., Millet, D., & Yvars, P. A. (2016). The influence of the level of definition of functional specifications on the environmental performances of a complex system. EcoCSP approach. *International Journal of Sustainable Engineering*, 9(4), 277-290.

- Tchertchian, N., Yvars, P.-A., & Millet, D. (2013). Benefits and limits of a Constraint Satisfaction Problem/Life Cycle Assessment approach for the ecodesign of complex systems : A case applied to a hybrid passenger ferry. *Journal of cleaner production*, 42, 1-18.
- Tontini, G. (2007). Integrating the Kano Model and QFD for Designing New Products. *Total Quality Management & Business Excellence*, 18(6), 599-612.
<https://doi.org/10.1080/14783360701349351>
- Tsang, E. (1993). *Foundations of Constraint Satisfaction*. Academic Press.
- Tukker, A. (2004). Eight types of product–service system : Eight ways to sustainability? Experiences from SusProNet. *Business Strategy and the Environment*, 13(4), 246-260.
<https://doi.org/10.1002/bse.414>
- Une deuxième année de recul pour les ventes de véhicules neufs dans le monde (-4,5% en 2019).*
(s. d.). Consulté 10 décembre 2020, à l'adresse <https://www.eulerhermes.fr/actualites/etude-marche-automobile-mondial-2019.html>
- Vezzetti, E., & Violante, M. G. (2015). An integrated approach to support the Requirement Management (RM) tool customization for a collaborative scenario. *International Journal for Interactive Design and Manufacturing (IJIDeM)*, 11. <https://doi.org/10.1007/s12008-015-0266-3>
- Warburg, N., Forell, A., Guillon, L., Gingko21, H. T., & Gingko21, B. C. (2013). ELABORATION SELON LES PRINCIPES DES ACV DES BILANS ENERGETIQUES, DES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE ET DES AUTRES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX INDUITS PAR L'ENSEMBLE DES FILIERES DE VEHICULES ELECTRIQUES ET DE VEHICULES. *ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maitresse de l'Energie)*.
- Wasserbaur, R., Sakao, T., Ljunggren Söderman, M., Plepys, A., & Dalhammar, C. (2020). What if everyone becomes a sharer? A quantification of the environmental impact of access-based consumption for household laundry activities. *Resources, Conservation and Recycling*, 158, 104780. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104780>

Watts, N., Amann, M., Arnell, N., Ayeb-Karlsson, S., Belesova, K., Boykoff, M., Byass, P., Cai, W., Campbell-Lendrum, D., & Capstick, S. (2019). The 2019 report of The Lancet Countdown on health and climate change : Ensuring that the health of a child born today is not defined by a changing climate. *The Lancet*, 394(10211), 1836-1878.

XLSTAT / Logiciel statistique pour Excel. (s. d.). Consulté 16 mars 2020, à l'adresse

<https://www.xlstat.com/fr/>