

Etude N°2024-04

Conditions d'applicabilité de la CFF et évolution des facteurs de normalisation et de pondération (PEF, limites planétaires...)

Rapport version finale

31 octobre 2025

Version finale	31/10/2025	
Rédacteur	Vérificateur	Approbateur
Mike Nunes	Mike Nunes	Aurélie Perrin
Marion Bourgeois		
Maixent Tignon		
Robin Sales		



L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

○ En Bibliographie, ce document sera cité sous la référence :
SCORE LCA, « Conditions d'applicabilité de la CFF et évolution des facteurs de normalisation et de pondération (PEF, limites planétaires...) », 2024, 138 pages, n°04.

(à mentionner uniquement dans le rapport final)

- Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) : www.ademe.fr
- Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document n'engagent que les auteurs et ne traduisent pas nécessairement, sauf mention contraire, l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.
- Les informations et les conclusions présentées dans le présent document ont été établies au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Pour la synthèse en anglais :

- SCORE LCA is an association that has been created to financially support collaborative research on LCA and related topics. It aims to promote and organize cooperation between companies, institutional and scientists in order to support the evolution of LCA methods and its practical implementation at European and international level.
- This work has been supported by ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) www.ademe.fr
- The views and recommendations expressed in this publication are those of the authors and do not necessarily reflect, unless otherwise stated, the views of all members of SCORE LCA.
- The information and conclusions presented in this document were established on the basis of scientific and technical data and regulatory and normative framework in force at the date of the publication of documents.

RESUME

Ce projet analyse les conditions d'applicabilité et l'évolution possible de la pratique ACV sur deux volets bien distincts : la Circular Footprint Formula (CFF) utilisée via la méthode européenne PEF, ainsi que la normalisation et pondération (avec un lien important avec le concept des limites planétaires).

Pour chaque volet méthodologique, nous avons suivi les étapes classiques d'un projet R&D Score LCA, à savoir l'état de l'art des pratiques et de la bibliographie en lien, l'évolution envisagée, la réalisation de cas d'étude et enfin la formulation de recommandations pour faire évoluer la pratique.

Sur le volet CFF, ce rapport examine la formule du guide du PEF et apporte des éléments d'explications pour faciliter son application aux matières recyclées et au recyclage en fin de vie. Certaines limites méthodologiques et pratiques de la CFF sont mises en exergue découlant sur un ensemble de perspectives d'améliorations à explorer. Le facteur A peut-il être régionalisé ? Peut-on avoir un A pour la partie matériau et un autre A pour la partie fin de vie ? Comment les notions de recyclage, de PIR ou PCR sont-elles adressées dans le cadre de la CFF ? Les trois cas d'études (acier, polyamide et cobalt) éprouvent ces perspectives et évaluent quantitativement les variations de résultats qu'impliquent de telles modifications afin de faire émerger des recommandations.

Sur le volet normalisation/pondération, ce projet explore à la fois le principe de la normalisation et pondération en ACV et ouvre aussi des perspectives sur la possibilité de changer la nature des ACV en prenant en compte les limites planétaires. En effet, il est possible d'utiliser d'autres facteurs de normalisation et/ou de pondération dans les ACV (par rapport au PEF actuel), mais cela ne change pas la nature de l'ACV qui serait toujours "relative" par rapport à un système concurrent ou antérieur. Par contre, l'ACV absolue ou AESA avec mise à l'échelle, qui tient compte des limites planétaires, doit permettre de passer d'une philosophie du "faire mieux" à "faire suffisamment" au regard des enjeux écologiques.

MOTS CLES

CFF – PEF – normalisation – pondération – AESA – limites planétaires – matières recyclées

SUMMARY

This project analyzes the applicability conditions and possible evolution of LCA practice in two distinct areas: the Circular Footprint Formula (CFF) used via the European PEF method, and standardization and weighting (with a significant link to the concept of planetary boundaries).

For each methodological area, we followed the classic steps of a Score LCA R&D project, namely, the state-of-the-art of practices and related bibliography, the envisaged evolution, the implementation of case studies, and finally the formulation of recommendations for evolving the practice.

For the CFF area, this report examines the PEF guide formula and provides explanations to facilitate its application to recycled materials and end-of-life recycling. Some of the methodological and practical limitations of the CFF are highlighted, leading to a set of potential improvements to be explored. Can the A factor be regionalised? Can we have one A value for the material part and another A value for the end-of-life part? How are the concepts of recycling, PIR or PCR addressed within the framework of the CFF? The three case studies (steel, polyamide and cobalt) test these perspectives and quantitatively assess the variations in results implied by such modifications in order to bring out recommendations. For the standardization/weighting area, this project explores both the principle of standardization and weighting in LCA and also opens up perspectives on the possibility of changing the nature of LCAs by taking planetary boundaries into account. Indeed, it is possible to use other normalization and/or weighting factors in LCAs (compared to the current PEF), but this does not change the nature of the LCA, which would always be "relative" compared to a competing or previous system. On the other hand, absolute LCA or AESA with scaling, which takes into account planetary boundaries, must allow us to move from a philosophy of "doing better" to "doing enough" with regard to ecological issues.

KEY WORDS

CFF – PEF – normalization – weighting – AESA – planetary boundaries – recycled raw materials
Le contenu ci-dessus ne doit pas excéder une page

Table des matières

RESUME.....	3
MOTS CLES.....	3
SUMMARY.....	3
KEY WORDS	3
Index des tableaux.....	6
Index des figures.....	7
Glossaire.....	9
Introduction.....	10
Partie 1 : CFF.....	12
1. Etat de l'art et définitions	13
1.1. Principe et présentation de la Circular Footprint Formula (CFF)	13
1.2. La CFF à travers la norme ISO 14044	15
1.3. Utilisation de la CFF par secteur	16
1.4. Mise en application de la CFF.....	19
2. Propositions d'évolution à la pratique d'ACV générale	28
2.1. Facteur d'allocation A.....	28
2.2. Facteur d'allocation B.....	31
2.3. Les données d'inventaire	32
3. Cas d'étude	36
3.1. Acier faiblement allié.....	37
3.1.1. Contexte	37
3.1.2. Application de la CFF et scénarios	39
3.1.3. Résultats et interprétations	42
3.2. Polyamide	47
3.2.1. Contexte	47
3.2.2. Application de la CFF et scénarios	48
3.2.3. Résultats et interprétations	51
3.3. Cobalt	55
3.3.1. Contexte	55
3.3.2. Application de la CFF et scénarios	57

3.3.3.	Résultats et interprétations	58
4.	Recommandations.....	62
Partie 2 : Normalisation et pondération		67
1.	Etat de l'art et définitions	68
1.1.	Principes généraux de normalisation / pondération	68
1.2.	Focus sur la normalisation	69
1.2.1.	Types de normalisation	70
1.2.2.	Limites de la normalisation.....	73
1.3.	Focus sur la pondération.....	73
1.3.1.	Les types de pondération.....	74
1.3.2.	Limites de la pondération	75
1.4.	Application de la normalisation et pondération dans le PEF	76
2.	Alternatives possibles	83
2.1.	L'approche « midpoint to endpoint » :	83
2.2.	Synthèse des limites de l'application de la normalisation et de la pondération	85
2.3.	Présentation concept limites planétaires & AESA	87
2.4.	Couplage ACV et limites planétaires.....	88
3.	Cas d'étude	97
3.1.	Méthodologie commune aux 3 cas d'étude pour la comparaison des approches..	98
3.2.	Résultats cas d'étude acier	100
3.3.	Résultats cas d'étude électricité française	103
3.4.	Résultats cas d'étude mobilité en voiture.....	106
3.5.	Cohérence avec le guide AESA du JRC (en draft)	109
3.6.	Principales limites AESA et perspectives.....	110
4.	Recommandations.....	111
Annexe 1 : CFF - Cas d'étude de l'acier faiblement allié.....		112
Annexe 2.1 : CFF – Cas d'étude du polyamide		114
Annexe 2.2 : CFF – Cas d'étude supplémentaire du polyamide		116
Annexe 3 : CFF - Recommandations.....		120
Annexe 4 : interviews.....		123
Annexe 5 : Processus du PEF – sélection méthode de pondération.....		141

Index des tableaux

Tableau 1 : Récapitulatif des propositions d'évolutions pour le paramètre A de la CFF	31
Tableau 2 : Avantages et inconvénients des améliorations possibles à propos du facteur B	31
Tableau 3 : Avantages et inconvénients des améliorations possibles à propos de Ev et Ev*	32
Tableau 4 : Avantages et inconvénients d'adapter Ev* selon sa géographie	33
Tableau 5 : Avantages et inconvénients d'intégrer des ICV prospectifs dans la CFF	34
Tableau 6 : Facteurs de normalisation de la méthode EF 3.1	78
Tableau 7 : Echelle de score de robustesse pour la méthodologie EF	79
Tableau 8 : Facteurs finaux de robustesse pour les indicateurs d'impact de la méthode EF	79
Tableau 9 Synthèse des limites de l'application de la normalisation (N) et de la pondération (P) en ACV	86
Tableau 10 : résultats comparés PEF actuel et PLP	100
Tableau 11 : résultats mise à l'échelle AESA acier mondial – Utilitarisme VA	101
Tableau 12 : résultats mise à l'échelle AESA acier mondial - Droits acquis	102
Tableau 13 : Valeurs absolues par contribution en kg CO2 eq pour R1 = 0,2 et R1 = 0,9 pour 1 kg d'acier faiblement allié sous forme de billette	112
Tableau 14 : Valeurs absolues par contribution en kg CO2 eq pour l'analyse de variation avec des inventaires prospectifs en fin de vie pour R1 = 0,2 et R1 = 0,9	112
Tableau 15 : Valeurs absolues par contribution en kg CO2 eq pour l'analyse de variation du paramètre A pour R1 = 0,2 et R1 = 0,9.....	113
Tableau 16 : Résultats d'impact par scénario, par étape du cycle de vie en changement climatique (kg CO2 eq)	118
Tableau 17 : pondération des critères de notation des catégories d'impact pour l'approche hybride	142
Tableau 18 : Pondération des indicateurs selon les trois méthodologies d'enquête	143
Tableau 19 : Résultats de l'agrégation méthodologique	143
Tableau 20 : Facteurs de pondération du PEF (2018, toujours valable en 2024)	144

Index des figures

Figure 1 : La CFF, entre substitution et allocation.....	13
Figure 2 : Représentation schématique de la logique de la CFF.	14
Figure 3 : Application de la CFF dans les ACVs par secteur selon une enquête interne menée chez EVEA	17
Figure 4 : Infographie des tendances d'application de la CFF dans les ACVs par secteur selon une enquête interne menée chez EVEA	17
Figure 5: Représentation schématique CFF	19
Figure 6 : Décomposition de la CFF pour une matière recyclée.....	22
Figure 7 : Décomposition de la CFF pour un scénario de fin de vie.	22
Figure 8 : Exemple d'un PE – considération d'un PE recyclé.....	25
Figure 9 : Exemple d'un PE – considération d'un PE régénéré.....	25
Figure 10 : Arbre de décision pour déterminer l'utilisation de la CFF	26
Figure 11 : Panorama des filières de production de l'acier (Source : Eurofer)	38
Figure 12 : Périmètre du cas d'étude acier faiblement allié	38
Figure 13 : Point de substitution au niveau 1 et au niveau 2 (extraite du guide du PEF)	40
Figure 14 : Schéma illustrant la méthode de calcul de l'inventaire 100% vierge théorique (extrait de LCI methodology report for steel products, World Steel, 2017).....	41
Figure 15 : Comparaison des options d'applications de la CFF pour $R1 = 0,2$ et $R1 = 0,9$ et pour 1 kg d'acier faiblement allié sous forme de billette.....	43
Figure 16 : Différence des inventaires en fin de vie selon le point de substitution choisi	44
Figure 17 : Comparaison du scénario de référence avec des scénarios intégrant des inventaires prospectifs en fin de vie (réduction de -25%) pour $R1 = 0,2$	45
Figure 18 : Comparaison du scénario de référence avec des scénarios intégrant des inventaires prospectifs en fin de vie (réduction de 25%) pour $R1 = 0,9$	45
Figure 19 : Comparaison du scénario de référence $A=0,2$ au scénario pour $A=0,5$ pour $R1 = 0,2$ et $R1 = 0,9$ pour 1 kg d'acier faiblement allié sous forme de billette.	46
Figure 20 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté, scénario 0 de référence	47
Figure 21 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 1, avec pertes pre-consumer régénérées.....	48
Figure 22 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 2, avec pertes pre-consumer recyclées et réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés	49
Figure 23 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 2.bis, avec pertes pre-consumer recyclées mais non réintégrées en matière recyclée en entrée des procédés	50
Figure 24 : Résultats cas d'étude Polyamide	52
Figure 25 : Valeurs absolues par contribution en kg CO ₂ eq pour l'analyse des scénarios PA.....	52
Figure 26 : Bilan massique matières pour les scénarios appliqués au PA	54
Figure 27 : Bilan massique des 3 scénarios PA avec pertes (avec ou sans considération de recyclage)	54
Figure 28 : Schéma du traitement pour fin de vie d'une batterie	56
Figure 29 : Périmètre du cas d'étude cobalt de référence	56
Figure 30 : Récapitulatif des valeurs des paramètres de la CFF pour chacun des scénarios du cas d'étude cobalt.	58
Figure 31 : Comparaison d'un scénario $R1=0,26$ avec une référence $R1=0,16$	59
Figure 32 : Valeurs absolues par contribution en kg CO ₂ eq pour l'analyse de la variation des $R1$..	59
Figure 33 : Comparaison d'un scénario $A_{out}=0,5$ avec une référence $A_{out}=0,2$	60
Figure 34 : principe de la normalisation	70
Figure 35 : facteurs de normalisation UE vs Monde	71
Figure 36 : paniers de consommation pour normalisation en Europe.....	71
Figure 37 : facteurs de normalisation limites planétaires Bjorn et al 2015.....	72
Figure 38 : seuils limites planétaires avec leurs unités et indicateurs propres Doka et al 2015.....	72
Figure 39 : approches de normalisation - document JRC.....	73
Figure 40 : Illustration du principe de pondération	74
Figure 41 : Illustration de la méthodologie de normalisation et pondération du PEF.....	77

Figure 42 : Illustration de l'approche « midpoint to endpoint » (les indicateurs d'effets, de dommages et les liens de cause à effet ne sont pas exhaustifs et ne sont pas représentatifs d'une méthode de calcul donnée).....	83
Figure 43 : illustration avec la variable de contrôle "concentration en CO2 ppm"	87
Figure 44 : mise à jour des processus en 2023 - CGDD	87
Figure 45 : Les types de couplage possibles entre limites planétaires et ACV	88
Figure 46 : différentes approches pour l'allocation du reste à émettre (descente d'échelle) pour AESA	89
Figure 47 : indicateurs limites planétaires en ACV et type de résultats	90
Figure 48 : cadre pour l'AESA	91
Figure 49 : principe de la descente d'échelle pour une AESA	91
Figure 50 : revue et synthèse des AESA réalisées depuis 2002 - Bjorn et al 2020.....	92
Figure 51 : schéma d'articulation entre les différentes composantes ACV, limites planétaires et processus décisionnel	93
Figure 52 : Schéma général de mise en œuvre des limites planétaires	93
Figure 53 : liens entre limites planétaires et indicateurs ACV du PEF	94
Figure 54 : indicateurs ACV couverts par la méthode L'Oreal	95
Figure 55 : pondération L'Oreal en ACV	95
Figure 56 : score unique L'Oreal	96
Figure 57 : types d'AESA.....	96
Figure 58 : Approches comparées pour le volet normalisation-pondération – cas d'étude	97
Figure 59 : processus de mise à l'échelle du produit pour l'AESA.....	98
Figure 60 Les trois méthodes de justice distributive retenues pour la mise à l'échelle et la descente d'échelle.....	99
Figure 61 : principe d'estimation de la capacité de charge (ou allocation de la part du gâteau), en étape 2	99
Figure 62 : comparaison entre le produit actuel et le produit soutenable en absolu, afin de calculer un ratio	100
Figure 63 : Phases et étapes pour réaliser une AESA.....	109
Figure 64 : Arbre de décision sur le type d'ACV en fonction des objectifs.....	111
Figure 65 : arbre de décision - bonnes pratiques AESA	111
Figure 66 : Comparaison des résultats d'impacts des inventaires vierges pour les options 2.1 (sub n2_HF) et 2.2 (sub n2_WS).....	112
Figure 67 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 2, avec pertes pre-consumer recyclées et réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés	116
Figure 68 : Recommandations de scénarios à considérer – cas d'étude PA.....	122

Glossaire

ACV : Analyse de Cycle de Vie

AESA : Absolute Environmental Sustainability Assesment (Evaluation absolue de la soutenabilité environnementale)

CE : Commission Européenne

CFF : Circular Footprint Formula

EF : Environmental Footprint

FC : Facteur de Caractérisation

FN : Facteur de Normalisation

FP : Facteur de Pondération

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

HF : Haut fourneau

PCR : Post Consumer Recyclate

PEF : Product Environmental Footprint

PLP : Pondération Limites Planétaires

PIR : Post Industrial Recyclate

TAB : Technical Advisory Board

Introduction

L'analyse du cycle de vie (ACV) permet d'évaluer l'impact environnemental des produits et services tout au long de leur cycle de vie.

La fin de vie des produits est une phase critique de l'ACV notamment pour l'évaluation de l'impact de produits contenant du recyclé ou plus globalement pour tous les systèmes relevant de l'économie circulaire. La norme ISO 14044 : 2006¹ définit des directives pour la gestion de la fin de vie, mais des approches plus fines, comme celles développées par la commission européenne dans le cadre du Product Environmental Footprint (PEF), permet d'intégrer davantage de paramètres dans l'évaluation des impacts environnementaux. La Circular Footprint Formula (CFF) est une approche permettant d'attribuer les bénéfices environnementaux liés au recyclage entre les phases amont et aval du cycle de vie d'un produit. Plusieurs systèmes de produits sont donc impliqués, la définition des frontières de ces derniers peut être compliquée à définir d'un point de vue technique. L'application de la CFF peut également être complexe en ce qui concerne la modélisation des procédés de recyclage, la définition des paramètres (notamment les paramètres d'allocation et de qualité des matières secondaires) et l'allocation des charges environnementales. Ces défis nécessitent une compréhension approfondie et une application méticuleuse, et soulèvent des problématiques de mise en pratique conduisant à des résultats parfois peu fiables. Le Technical Advisory Board (TAB) de l'Environmental Footprint travaille à clarifier et à modifier la CFF pour améliorer sa précision et sa pertinence². Ces efforts visent à fournir des recommandations claires et des améliorations pour une utilisation cohérente et soutenue de la CFF, renforçant ainsi la crédibilité de l'approche et des résultats obtenus dans l'évaluation de l'impact environnemental des produits. **Le premier objectif de cette étude est d'établir des recommandations permettant aux membres de SCORE LCA et plus généralement aux lecteurs du rapport de comprendre et d'utiliser la CFF mais aussi de soutenir des positions cohérentes pour alimenter la réflexion menée par le TAB.**

La normalisation et la pondération sont des aspects cruciaux de l'ACV, permettant de faciliter l'interprétation et la comparaison des impacts environnementaux. La norme ISO 14074³ fournit des principes et des lignes directrices pour ces pratiques, mais il est reconnu que les facteurs de normalisation et de pondération établis en 2018 par PEF présentent certaines limitations. La normalisation, qui consiste à rapporter les impacts à des références communes (par exemple l'impact d'un humain à l'année), peut être limitée par le manque de données de référence actualisées et représentatives à l'échelle mondiale. De plus, le choix de la référence ne reflète pas l'importance des impacts par rapport aux enjeux globaux auxquels fait face l'humanité. D'autre part, la pondération peut introduire un biais subjectif, car elle reflète l'importance relative attribuée à différents impacts environnementaux, ce qui peut varier selon les perceptions des parties prenantes ou les contextes régionaux. L'intégration des limites planétaires est une piste intéressante pour pallier une partie de ces limites en intégrant ce concept, mais nécessite une révision méthodologique pour aligner les cadres de l'ACV et des limites planétaires. Les recherches sur ce sujet sont en cours et visent à établir une correspondance entre les catégories d'impact de l'ACV et les limites planétaires. **Le deuxième objectif de cette étude est de proposer des améliorations méthodologiques, en tenant compte des limites planétaires notamment, pour assurer que les évaluations de l'ACV reflètent mieux les enjeux environnementaux actuels et guident vers des décisions plus durables.** Ces améliorations devraient être quantifiées et basées sur des données scientifiques solides, afin de renforcer la crédibilité et l'efficacité de l'ACV dans la promotion de pratiques durables.

Cette étude vise d'abord à établir un ensemble de recommandations pour aider les membres de SCORE LCA et les lecteurs à comprendre et à adopter des positions cohérentes qui nourrissent les réflexions méthodologiques menées dans le cadre du PEF. Elle cherche également à proposer des améliorations méthodologiques et de pratique afin que les évaluations de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) soient plus représentatives des défis environnementaux contemporains et orientent vers des choix plus durables. Concrètement, l'étude ambitionne d'explorer, de façon didactique, les évolutions possibles de la CFF et des facteurs de normalisation et de pondération, en s'appuyant sur les dernières avancées normatives, réglementaires et scientifiques, tant au niveau européen que mondial, pour formuler des recommandations pratiques visant à dépasser les pratiques actuelles de l'ACV.

Partie 1 : CFF

1. Etat de l'art et définitions

1.1. Principe et présentation de la Circular Footprint Formula (CFF)

Rappel sur les différentes méthodes

L'approche la plus répandue pour modéliser le recyclage est la méthode de coupure, ou Cut-Off, ou méthode des stocks, ou encore dite méthode 100/0 (car 100% de l'impact de la matière vierge est allouée au produit qui utilise la matière vierge). Chaque produit se voit attribuer uniquement et intégralement les charges environnementales des processus affectés à son cycle de vie. Cette approche prend donc en compte le taux de matière recyclée (en entrée et en sortie d'un système), en les allouant intégralement au produit en entrée. L'approche Cut-Off ne rend pas compte de certaines caractéristiques environnementales du système comme la disponibilité ou encore la qualité de la matière recyclée.

Il existe également les méthodes de :

- Substitution : qui consiste à répartir des charges et bénéfices entre plusieurs systèmes.
- Allocation : qui consiste à répartir les frontières d'un système selon un facteur d'allocation.

La CFF comme méthode alternative plus poussée

La formule de la CFF (2018) est à appliquer en remplacement de l'originale "End-of-Life" formula du PEF (2013) pour considérer la circularité (recyclage) et la fin de vie de déchets entre différents systèmes. C'est une méthode qui se base à la fois sur les principes de substitution et d'allocation.

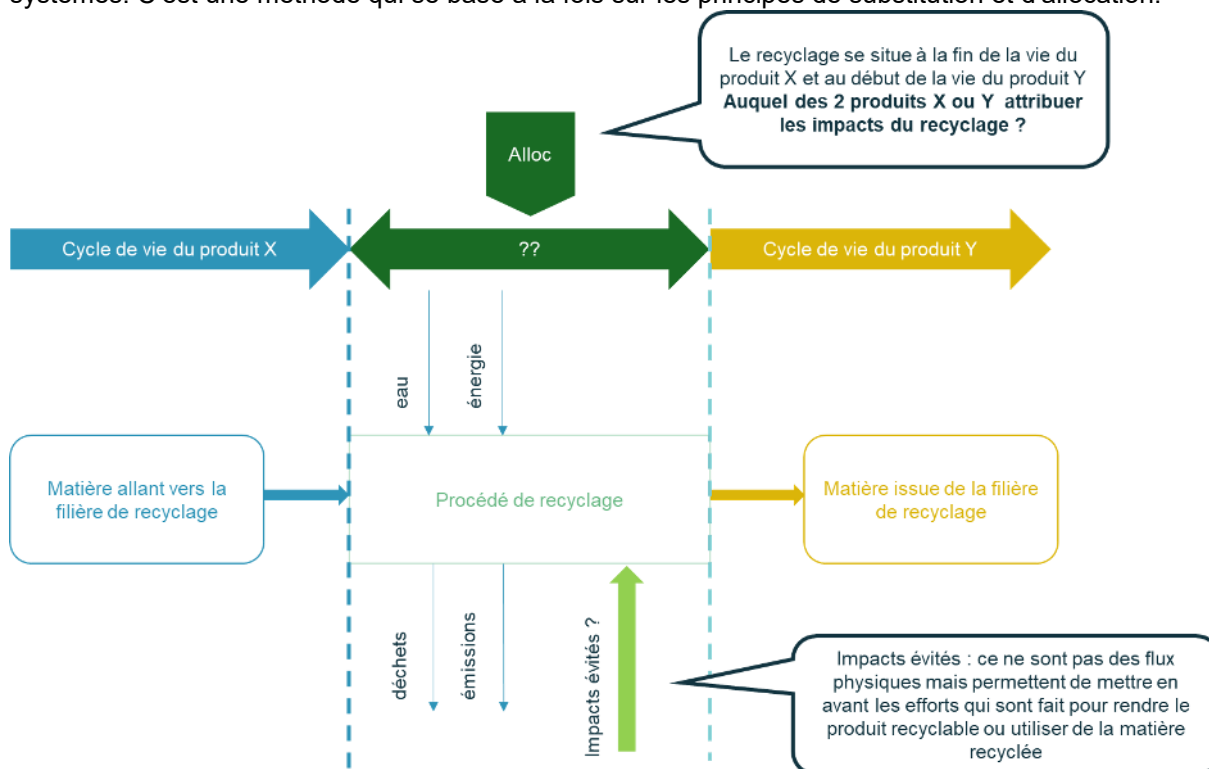


Figure 1 : La CFF, entre substitution et allocation.

La production de déchets pendant la fabrication, la distribution, la vente au détail, la phase d'utilisation ou après l'utilisation et leur traitement sont inclus dans la modélisation globale du cycle de vie d'un produit.

Pour les produits intermédiaires, c'est-à-dire des produits analysés sur un périmètre du berceau à la porte de l'usine (cradle to gate) : la fin de vie du produit entrant dans le champ d'application est exclue⁴. La CFF permet de prendre en compte les impacts évités liés au recyclage et à la valorisation énergétique en fin de vie, et de les répartir entre le fournisseur et l'utilisateur de matière recyclée selon les dynamiques de marché du recyclé. Cette répartition est matérialisée dans la formule par un facteur d'allocation A. Il est dépendant du matériau considéré et traduit l'équilibre ou non entre l'offre et la demande.⁵ A noter que lorsque le paramètre A vaut 1, cela équivaut à la méthode des stocks (Cut-Off), et lorsque A vaut 0, cela équivaut à la méthode des impacts évités (substitution). Elle permet également de prendre en compte la qualité de la matière recyclée en intégrant notamment le taux de substitution entre une matière recyclée et une matière vierge (Q_{sin}/Q_p).

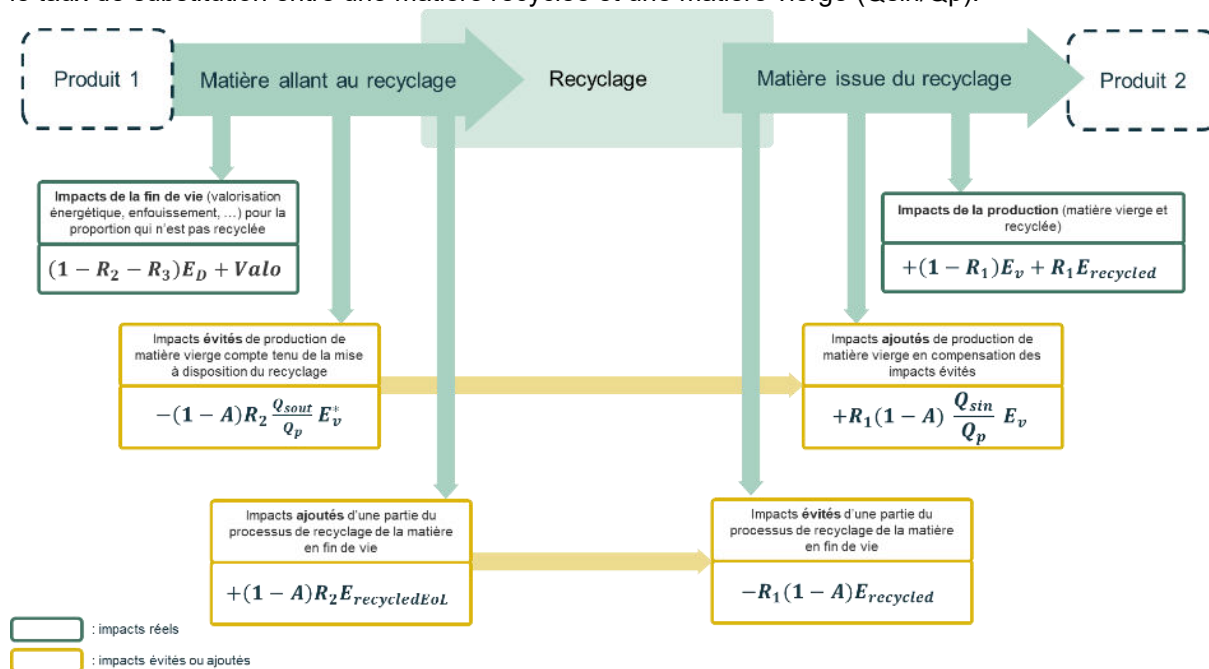


Figure 2 : Représentation schématique de la logique de la CFF.⁶

Définitions utiles

Allocation : répartition des flux d'entrée ou de sortie d'un processus ou d'un système de produits entre le système de produits étudié et un ou plusieurs autres systèmes de produits (ISO 14044 :2006)⁷. Aussi appelé affectation des impacts dans la norme.

Déchet : tout bien dont le producteur ou le détenteur n'a plus l'utilisation et qui est mis au rebut ou rejeté dans l'environnement (ISO 14021 :2016)⁸.

Recyclage : Toute opération de valorisation par laquelle les déchets, y compris les déchets organiques, sont retraités en substances, matières ou produits aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Les opérations de valorisation énergétique des déchets, celles relatives à la conversion des déchets en combustible et les opérations de remblaiement ne peuvent pas être qualifiées d'opération de recyclage.⁹

⁴ European Commission, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

⁵ et ⁶ EVEA pour ScoreLCA (2024). Achat de produits contenant du recyclé – Quelle pertinence en termes d'impact environnemental.

⁷ ISO 14044:2006 - Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exigences et lignes directrices

⁸ ISO 14021:2016 - Marquage et déclarations environnementaux — Autodéclarations environnementales (Étiquetage de type II)

⁹ Gestion et différents modes de gestion définis à l'article L.541-1-1 du Code de l'Environnement

Recyclable : Caractéristique d'un produit, d'un emballage ou d'un composant associé qui peut être détourné du flux de déchets par des procédés et des programmes disponibles, et qui peut être collecté, traité et remis en usage sous la forme de matières premières ou de produits (ISO 14021 :2016).

Matériau pré-consommateur : Matériau détourné du flux de déchets pendant un procédé de fabrication. Est exclue la réutilisation de matériaux tels que ceux issus du retraitement, du rebroyage ou les résidus générés pendant un procédé donné et pouvant être récupérés [pour valorisation] au sein de ce même procédé qui les a générés (ISO 14021 :2016).

→ Cf détails sur ce point en Partie 1.4 paragraphe concernant les Terminologies – les différentes situations de recyclage.

Matériau post-consommateur : Matériau généré par les ménages ou par les installations commerciales, industrielles ou institutionnelles dans leur rôle d'utilisateur final du produit qui ne peut plus servir à l'usage pour lequel il a été conçu. Ceci comprend les retours de matériaux de la chaîne de distribution (ISO 14021 :2016⁸).

1.2. La CFF à travers la norme ISO 14044

Selon la norme ISO 14044 :2006, lors de la définition du périmètre, les règles d'allocation et les limites du système doivent être clairement décrites. La formule de la CFF postérieure à cette norme n'est pas mentionnée en tant que telle. Nous explorerons dans cette section comment la CFF répond aux exigences de la norme ou au contraire s'en éloigne.

La norme précise « Il convient de décider quelles données d'entrée et de sortie doivent être rattachées à d'autres systèmes de produits, y compris les flux faisant l'objet d'une allocation. Le système doit être décrit de manière suffisamment détaillée et claire pour permettre à un autre praticien de reproduire l'analyse de l'inventaire. »

- Ainsi, lorsqu'un procédé multifonctionnel est modélisé, il advient de décrire les différents systèmes ainsi que les flux auxquels ils s'appliquent. Cela concerne par exemple le recyclage ou encore la valorisation énergétique à l'incinération dans le cas de la CFF.

Le facteur d'allocation doit alors être détaillé. Si l'allocation massique n'est pas utilisée « les intrants doivent être répartis entre les produits et les fonctions d'une manière qui reflète d'autres relations entre eux. Par exemple, les données d'entrée et de sortie peuvent être réparties entre les coproduits proportionnellement à la valeur économique des produits. »

- Ainsi, les facteurs d'allocation (A et B dans le cas de la CFF) doivent être détaillés, notamment le fait que le facteur A reflète des relations de demande marché entre les produits de différents systèmes.

En complément, la norme mentionne aussi « Les procédures d'attribution pour les procédés unitaires [...] devraient utiliser, si possible, l'ordre suivant comme base d'attribution :

- propriétés physiques (par exemple, la masse) ;
 - valeur économique (par exemple, valeur marchande de la ferraille ou de la matière recyclée par rapport à la valeur marchande de la matière première) ; ou
 - le nombre d'utilisations ultérieures du matériau recyclé (voir ISO/TR 14049 : 2012)¹⁰. »
- Ainsi, dans le cas de la CFF, l'allocation pour les matières recyclées ne suit pas l'exemple donné mais une autre logique qui tient compte de la fluctuation des marchés entre les matières vierges et recyclées plutôt que de la valeur marchande de ces mêmes matières.

Ainsi, la CFF ne contredit pas la norme mais la complète.

Paroles d'expert : Philippe Osset (Directeur scientifique Score LCA et fondateur Solinnen)

¹⁰ ISO/TR 14049 :2012 - Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exemples illustrant l'application de l'ISO 14044 à la définition de l'objectif et du champ d'étude et à l'analyse de l'inventaire

« La CFF est une amélioration de la norme, une interprétation pour un processus multi-fonctionnel ».

Cela dit, la mobilisation en pratique de la CFF dans le cadre de la norme génère des difficultés pour ces mêmes raisons :

- Le recyclage, la valorisation énergétique et l'utilisation des matières recyclées (taux de substitution, nombre d'utilisations ultérieurs) faisant alors partie intégrante des frontières du système, les données mobilisées doivent présenter un niveau de qualité suffisant. Or les données actuellement mobilisées dans le cadre de la CFF sont incomplètes et peu spécifiques à la diversité des pratiques observées (cf rapport produit du recyclé)
- Un facteur d'allocation physique permet d'allouer de manière objective, quantifiable et invariable les impacts limitant ainsi la variation des impacts dans le temps et selon les praticiens. Or les dynamiques de marché du recyclé sont variables par nature, et devraient donc évoluer dans le temps et selon les contextes géographiques et spécifiques.

Pour ces raisons, si nous pouvons conclure que la CFF peut en théorie compléter l'approche de la norme, sa mise en œuvre en adéquation avec cette dernière dans ce contexte est compliquée. C'est une approche critiquée et critiquable, ce qui peut expliquer que son usage ne soit pas complètement répandu.

1.3. Utilisation de la CFF par secteur

La CFF a été intégré au PEF en 2018. 7 ans plus tard, il est légitime de se questionner sur son utilisation et son adoption par les praticiens en ACV. En partant du constat que l'usage de la CFF varie selon les études, nous proposons dans cette étude une analyse par secteur d'activités permettant ainsi d'avoir un premier aperçu des secteurs appliquant la CFF dans leurs études et de ceux qui au contraire n'y ont pas adhéré.

EVEA, cabinet de conseil en ACV et éco-conception regroupant une centaine de consultants, accompagne des entreprises de secteurs très variés (agroalimentaire, chimie, emballage, bâtiment, ...) sur la base de leurs expertises sectorielles. Nous avons donc mené une enquête interne auprès des consultants sur l'usage ou non de la formule dans les secteurs d'activités dans lesquels ils exercent.

L'enquête interne a été réalisée en novembre 2024 et a comptabilisé un total de 26 « réponses ». Pour chaque secteur, la personne qui répond au sondage doit préciser à quelle fréquence elle utilise la CFF dans les ACVs. Elle peut alors répondre par 'Non concerné', 'Jamais', 'Parfois', 'Souvent', 'Toujours'. L'option 'Non concerné' permet de ne pas se prononcer lorsque l'on n'exerce pas dans le secteur concerné. En effet, les 26 personnes ayant répondu au sondage ne sont pas expertes dans tous les secteurs listés. Les résultats obtenus sont présentés sur la Figure 3.

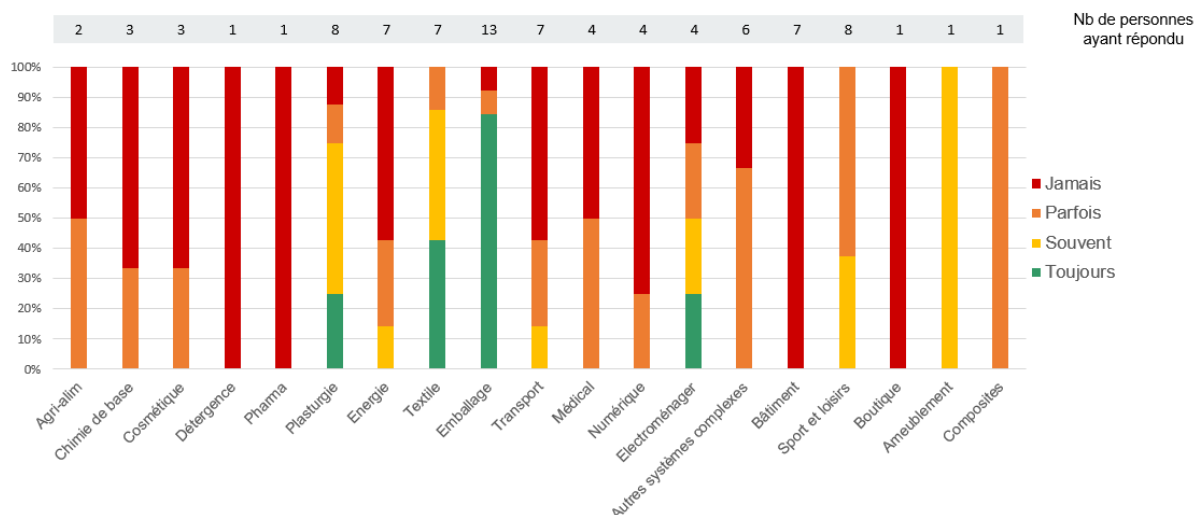


Figure 3 : Application de la CFF dans les ACVs par secteur selon une enquête interne menée chez EVEA

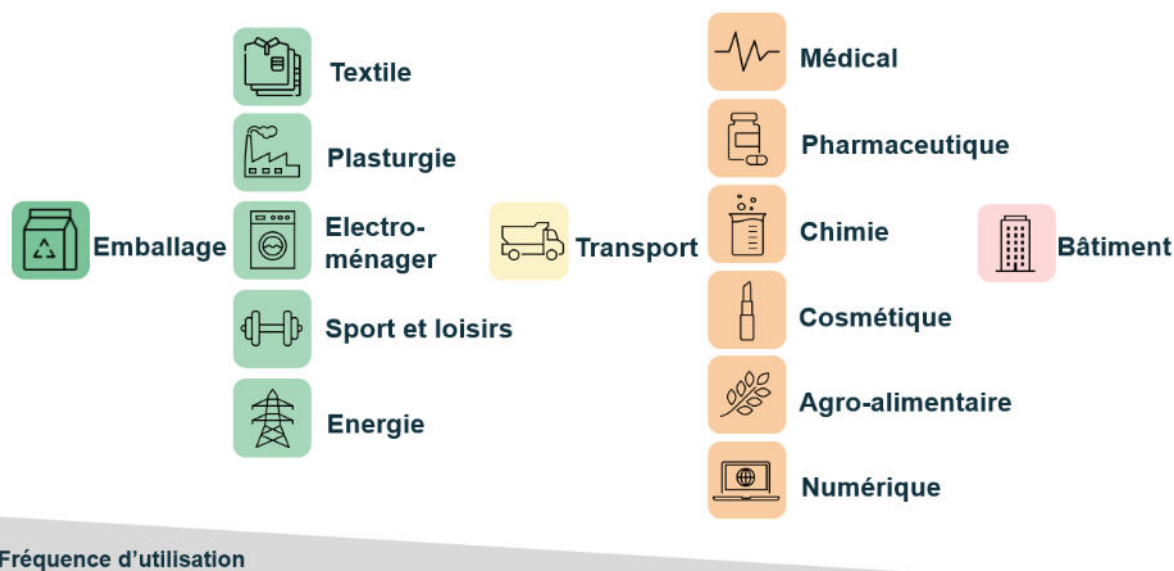


Figure 4 : Infographie des tendances d'application de la CFF dans les ACVs par secteur selon une enquête interne menée chez EVEA

Les chiffres au-dessus des histogrammes précisent le nombre de personnes ayant précisé être concerné par le secteur d'activité c'est-à-dire ayant répondu par 'Jamais', 'Parfois', 'Souvent' ou 'Toujours'.

- Le secteur de l'**emballage** est celui pour lequel la CFF est la plus systématiquement utilisée avec 85% de réponse 'toujours'.
- Les secteurs du **textile**, de la **plasturgie** et de l'**électro-ménager** présentent également un nombre assez important d'utilisateurs réguliers avec au moins 50% de réponses 'Toujours' ou 'Souvent'.
- La CFF n'est jamais utilisée dans le secteur du **bâtiment** et des **boutiques** (100% de 'jamais'). Ceci s'explique par la présence de la norme EN 15804 régissant les pratiques pour ce secteur d'activité. Dans celle-ci, c'est la méthode Cut-off + crédits qui est choisie pour la prise en compte de matières recyclées et le recyclage¹¹.

¹¹ SCORE LCA (2024). Achat de produits contenant du recyclé : Quelle pertinence en termes d'impact environnemental ?

- La CFF n'est pas ou peu utilisé dans les secteurs de **l'agriculture et alimentation, la chimie, la cosmétique, la détergence, la pharmaceutique** ou encore **le médical** selon les réponses au sondage. Ceci est à nuancer par le fait qu'en pratique, la CFF n'est pas utilisé directement pour les produits étudiés mais elle l'est souvent pour les emballages de ces produits.
- Notons que le nombre de répondants dans le secteur emballage reflète l'importance du sujet pour les consultants exerçant dans ce secteur et que le nombre faible de répondant sur les secteurs comme l'agriculture, la chimie de base, la détergence, la pharma (pour ne citer que les premiers) reflètent quant à lui la faible importance de ce sujet pour les consultants des autres secteurs.

Ces résultats suggèrent que le secteur du packaging s'est bien approprié la méthode. Cela pourrait s'expliquer par un usage accru de matériaux recyclés, l'existence de filière de recyclage adaptées, mais aussi par l'adéquation du cadre méthodologique à cet usage. Ces résultats suggèrent également qu'il existe un intérêt croissant pour la CFF dans les secteurs textiles, plasturgie, énergie et produits du quotidien (électroménager, sport et loisirs...). Les secteurs de la plasturgie et l'énergie sont directement concernés par la mise en place de la CFF (impact des procédés de recyclage, impacts évités de la matière vierge et de la valorisation énergétique). Pour les secteur textile et produits du quotidien, les principales raisons pourraient être l'usage accrue de matériaux recyclés, les contraintes imposées par la Responsabilité Élargie des Producteurs (**REP**) et les perspectives d'affichage environnemental français ou européen. Pour ces secteurs il serait probablement intéressant de s'intéresser aux limites de l'application de la CFF.

La consultation d'Yves Babian, référent en Analyse de Cycle de Vie chez Renault, a permis de confirmer les résultats du sondage pour le secteur des transports. Bien qu'explorée dans un premier temps par l'entreprise, Renault a finalement renoncé à utiliser la CFF dans ses ACVs. Yves Babian a précisé ne l'utiliser que sous la forme d'analyse de sensibilité dans certaines études. Dans le secteur de l'automobile, c'est la méthodologie Cut-off qui est utilisée au détriment de la CFF.

La consultation de Philippe Osset, co-directeur de Solinnen cabinet de conseil en ACV et éco-conception, a permis d'avoir une vision complémentaire de l'utilisation de la CFF. Dans les études qu'il suit ou mène, la CFF est utilisée pour tous les secteurs exceptés le bâtiment (et les boutiques).

Pour conclure, en se basant sur les expertises sectorielles des praticiens d'ACV d'EVEA, il a été possible de dégager des tendances d'utilisation de la CFF. Ces tendances demeurent conditionnées par les choix méthodologiques d'EVEA. En effet, l'orientation vis-à-vis de ce choix n'est pas la même pour d'autres cabinets de conseil. Cela dit ces tendances ont été en partie confirmées par les interviews. Afin d'améliorer ces résultats, une enquête auprès de plusieurs industriels par secteur permettrait de s'exempter du biais lié aux choix méthodologiques des cabinets de conseil.

1.4. Mise en application de la CFF

Formule de la CFF

Cette partie a pour objectif de présenter la formule de la CFF et se projeter vers la modélisation dans un logiciel métier (matière recyclée et scénario de fin de vie d'une matière).

Formule de la CFF¹² :

$$(1 - R_1) \times E_v + R_1 \times \left(A \times E_{Recycled} + (1 - A) \times \frac{Q_{sin}}{Q_p} \times E_v \right) + R_2 \times (1 - A) \times \left(E_{RecycledEoL} - \frac{Q_{sout}}{Q_p} \times E_v^* \right) + R_3 \times (1 - B) \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER,heat} \times E_{SE,heat} - LHV \times X_{ER,elec} \times E_{SE,elec}) + (1 - R_2 - R_3) \times E_D$$

Elle se compose de :

- une partie matériau : $(1 - R_1) \times E_v + R_1 \times \left(A \times E_{Recycled} + (1 - A) \times \frac{Q_{sin}}{Q_p} \times E_v \right)$
- une partie recyclage en fin de vie : $R_2 \times (1 - A) \times \left(E_{RecycledEoL} - \frac{Q_{sout}}{Q_p} \times E_v^* \right)$
- une partie valorisation énergétique : $R_3 \times (1 - B) \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER,heat} \times E_{SE,heat} - LHV \times X_{ER,elec} \times E_{SE,elec})$
- une partie élimination : $(1 - R_2 - R_3) \times E_D$

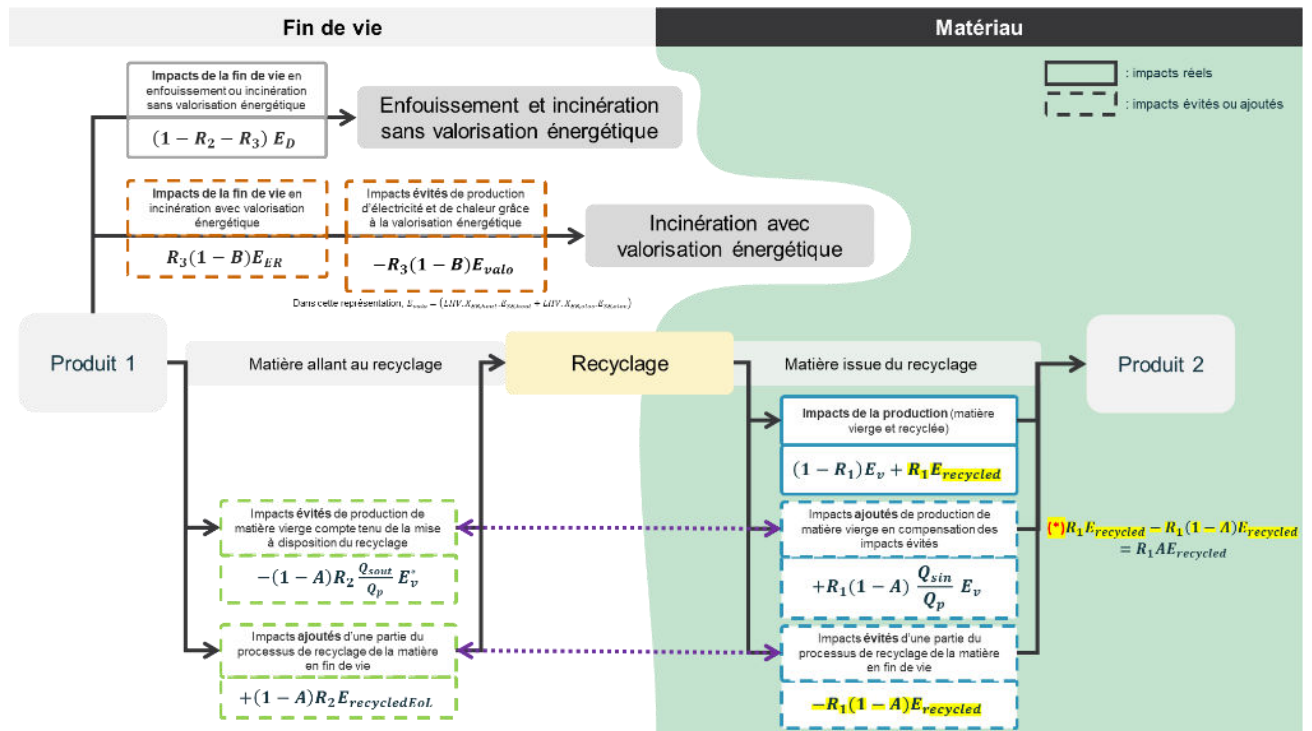


Figure 5: Représentation schématique CFF

¹² European Commission (2018). Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

Définition des paramètres

Pour la partie matériau

- R_1 : proportion de matière de l'intrant de production qui a été recyclée à partir d'un précédent système.
- E_v = inventaire de la matière première vierge
- A : facteur d'allocation des charges et bénéfices entre le fournisseur et l'utilisateur de matières recyclées.
- Q_{sin} : qualité de la matière secondaire entrante, c'est-à-dire la qualité de la matière recyclée au point de substitution.
- Q_p : qualité de la matière primaire, c'est-à-dire la qualité de la matière vierge.
- $E_{Recycled}$ = inventaire du procédé de recyclage dont le transport pour collecte, tri et recyclage (sans matière)

Précisions pour les paramètres de qualité Q_s et Q_p : ce sont des paramètres qui tiennent compte de la fonctionnalité de la matière. On considère alors la fonctionnalité la plus pertinente pour chaque matière : la quantité (1kg de matière recyclée peut remplacer 0,8kg de matière vierge), la détérioration de propriétés physique ou qualité (1kg de matière recyclée équivaut aux mêmes caractéristiques physiques que 0,8kg de matière vierge), la valeur monétaire, etc. La valeur de ces facteurs n'est à date pas liée au domaine d'application, ce qui peut être une limite.

Pour la partie recyclage en fin de vie

- R_2 : proportion de matière, dans le produit, qui sera recyclée (ou réutilisée) dans un système ultérieur. Par conséquent, R_2 doit tenir compte des insuffisances des processus de collecte et de recyclage (ou réutilisation). R_2 doit être mesurée à la sortie de l'usine de recyclage.
- Q_{Sout} : qualité de la matière secondaire sortante, c'est-à-dire la qualité de la matière recyclable au point de substitution.
- $E_{RecycledEoL}$ = inventaire du procédé de recyclage dont le transport pour collecte, tri et recyclage (sans matière)
- E_v^* = inventaire de la matière première vierge supposée être remplacée par de la matière recyclée

Spécification pour le recyclage : pour $E_{Recycled}$ et $E_{RecycledEoL}$ les transports relatifs à la collecte et au tri du déchet doivent être inclus, ainsi que le rendement du procédé de recyclage. Le paramètre R_2 rend compte de la proportion de masse sèche du matériau (taux d'humidité exclus) qui sera réellement recyclée à l'issue du traitement du déchet, et il est identifié par type de matériau. Ainsi, si on analyse un produit multi matériau, alors il est nécessaire de dissocier la CFF par matériau : le R_2 est spécifique à la matière et non au produit dans sa globalité.

Exemple : considérons un câble en cuivre avec une part de plastique : le câble est envoyé dans la filière de recyclage cuivre : le R_2 du cuivre doit alors être pris en compte pour la part (en masse sèche) du cuivre uniquement. Concernant la part de plastique : s'il n'est pas séparable, $R_2 = 0$ (considéré non recyclé), s'il est séparable et recyclable alors le R_2 spécifique du plastique concerné peut être appliqué.

Pour la partie valorisation énergétique

- R_3 : proportion de matière, dans le produit, qui est utilisée pour la valorisation énergétique au stade de la fin de vie (EoL).
- B : facteur d'allocation des processus de valorisation énergétique. Il s'applique tant aux charges qu'aux bénéfices.
- $X_{ER,heat}$ et $X_{ER,elec}$: l'efficacité du processus de valorisation énergétique pour la chaleur et pour l'électricité.
- LHV : pouvoir calorifique inférieur de la matière, dans le produit, qui est utilisée pour la valorisation énergétique.
- E_{ER} : inventaire du procédé avec valorisation énergétique
- $E_{SE,heat}$ et $E_{SE,elec}$: inventaire de la chaleur et de l'électricité substituées lors de la valorisation énergétique

Pour la partie élimination

- E_D = inventaire du procédé d'élimination sans valorisation énergétique

Les lettres « $E_{...}$ » représentent des vecteurs d'inventaire (ensemble des émissions spécifiques et consommations de ressources). Ces vecteurs sont liés par la suite à des matrices de caractérisation, elles-mêmes dépendantes de la méthode utilisée, et permettent alors d'obtenir des résultats d'impacts. Concernant ces inventaires, tous les transports d'approvisionnement relatifs aux matières sont exclus, car en dehors du périmètre de la CFF.

Pour mettre en application la CFF comme présenté ci-dessus, tous les paramètres doivent donc être accessibles selon les recommandations du PEF, soit :

- A , R_1 , R_2 , Q_s et Q_p : donnés dans l'Annexe C du PEF
- E_v et E_v^* : accessibles via les bases de données utilisées (inventaire pour une matière vierge)
- $E_{Recycled}$ et $E_{RecycledEoL}$: accessibles via les bases de données utilisées (inventaire pour un procédé de recyclage)

Cependant, l'accessibilité des données pour la partie élimination (E_D) et valorisation énergétique (E_{ER}) n'est pas évidente : ces paramètres, selon leur définition, peuvent considérer tous deux un mix enfouissement et incinération, qui n'existe pas dans les bases de données en l'état. En effet :

- E_{ER} est censé représenter la part de valorisation énergétique, qui peut être issue d'une incinération ou d'un enfouissement

- E_D est censé représenter la part d'élimination sans valorisation énergétique, qui elle aussi peut être issue d'une incinération ou d'un enfouissement

De plus, le paramètre R_3 semble être mal défini, ou ne respecte pas sa définition dans l'exemple donné dans l'Annexe C. En effet :

- R_3 est censé représenter la part de déchet avec valorisation énergétique (en lien avec le paramètre E_{ER}), mais les valeurs dans l'onglet « R_3 data_Municipal Waste » de l'Annexe C présentent des taux d'incinération et enfouissement, mais ne précisent pas la part avec valorisation énergétique.

Comment faire donc, lorsque certaines données d'inventaire ne sont pas existantes, et le paramètre R_3 n'est pas clairement défini ?

Des recommandations sur la manière d'utiliser la formule sont présentées dans le paragraphe suivant.

Hypothèses proposées pour pouvoir modéliser la CFF dans un logiciel métier

Quelques hypothèses sont présentées ci-dessous, afin d'adapter la CFF aux inventaires de processus disponibles dans le logiciel de modélisation, tout en respectant les définitions et le raisonnement du PEF.

(Rappel) Formule de la CFF¹³ :

$$(1 - R_1) \times E_v + R_1 \times \left(A \times E_{Recycled} + (1 - A) \times \frac{Q_{Sin}}{Q_p} \times E_v \right) + R_2 \times (1 - A) \times \left(E_{RecycledEoL} - \frac{Q_{Sout}}{Q_p} \times E_v^* \right) + R_3 \times (1 - B) \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER,heat} \times E_{SE,heat} - LHV \times X_{ER,elec} \times E_{SE,elec}) + (1 - R_2 - R_3) \times E_D$$

Les hypothèses sont les suivantes :

- R_3 serait la part de déchet valorisé énergétiquement, en considérant que c'est toute la part de déchet valorisé énergétiquement le serait en incinération (et non en enfouissement). E_{ER} représenterait alors l'inventaire du procédé d'incinération.

- $1 - R_2 - R_3$ serait donc la part de déchet non valorisé énergétiquement, en considérant que toute la part de déchet non valorisé énergétiquement le serait en enfouissement (et non en incinération). E_D représenterait alors l'inventaire du procédé d'enfouissement.

Approche modélisation matière première

Pour modéliser une matière première selon la méthodologie de la CFF, il est nécessaire de dissocier deux parties :

¹³ European Commission (2018). Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

- La quantité de **matière vierge** dont une part réellement contenue $(1 - R_1)$ et une part liée au facteur A, modulo un taux de substitution lié à la qualité de la matière $(R_1 \times (1 - A) \times \frac{Q_{Sin}}{Q_p})$.
- La quantité de **matière secondaire contenue dans le produit** et correspondant au procédé de recyclage $((R_1 \times A) - \text{l'impact de la matière recyclée provient de son processus de recyclage})$.

Soit la formule suivante :

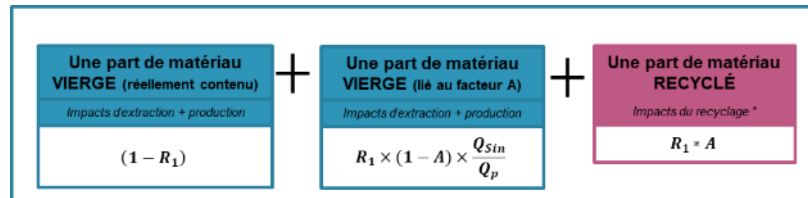


Figure 6 : Décomposition de la CFF pour une matière recyclée.

$$(1 - R_1) \times E_v + R_1 \times \left(A \times E_{Recycled} + (1 - A) \times \frac{Q_{Sin}}{Q_p} \times E_v \right)$$

Dans une modélisation (sur SimaPro® par exemple) ces éléments sont considérés comme des entrants de la technosphère.

Approche modélisation scénario de fin de vie

Pour modéliser un scénario de fin de vie selon la méthodologie de la CFF, une approche possible est de dissocier trois parties :

- Une **quantité recyclée** $(1 - A)$ avec une part de matière vierge substituée grâce au recyclage selon un taux de substitution - $(1 - A) \times \frac{Q_{Sout}}{Q_p}$
- Une **quantité valorisée énergétiquement** (incinérée selon les hypothèses présentées précédemment, soit $R_3 \times (1 - B)$ avec valorisation énergétique incluant une production d'électricité valorisée selon sa valeur énergétique pour produire de l'électricité - $(R_3 \times (1 - B) \times (LHV \times X_{ER,elec}))$ et une production de chaleur valorisée selon sa valeur énergétique pour produire de la chaleur - $(R_3 \times (1 - B) \times (LHV \times X_{ER,heat}))$)
- Une **quantité éliminée** sans valorisation énergétique : dans le cas présenté, un enfouissement $1 - R_2 - R_3$

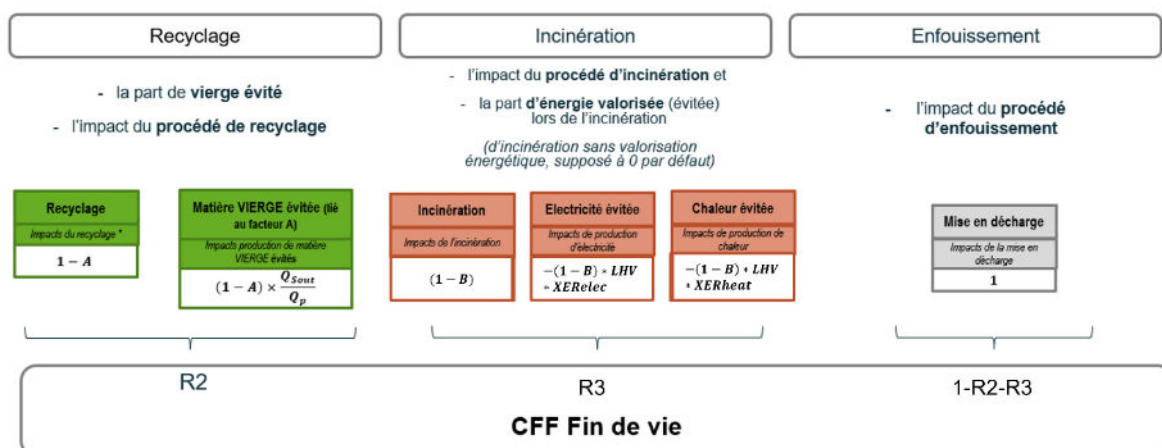


Figure 7 : Décomposition de la CFF pour un scénario de fin de vie.

Soit la formule suivante pour la partie recyclée :

$$R_2 \times (1 - A) \times \left(E_{RecycledEoL} - \frac{Q_{Sout}}{Q_p} \times E_v^* \right)$$

La formule suivante pour la partie incinérée avec valorisation énergétique :

$$R_3 \times (1 - B) \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER,heat} \times E_{SE,heat} - LHV \times X_{ER,elec} \times E_{SE,elec})$$

Et enfin, la formule suivante pour la partie éliminée sans valorisation énergétique

$$(1 - R_2 - R_3) \times E_D$$

Dans une modélisation (sur SimaPro® par exemple) :

- Les impacts évités (matière et énergie) sont considérés comme des sortants vers la technosphère de type produits évités
- Les procédés de traitement des déchets sont considérés également comme des sortants vers la technosphère mais de type déchets et émissions pour traitement
- Le procédé de recyclage est un entrant de la technosphère

Choix des données d'inventaire

La donnée de procédé de traitement en fin de vie, que ce soit pour le recyclage, l'incinération ou l'enfouissement, doit prendre en compte¹⁴ :

- Les transports de collecte, au centre de tri et au centre de gestion du déchet
- Les rendements à la collecte, au centre de tri et au centre de gestion du déchet
- Les fins de vie des résidus dans la localisation géographique étudiée sinon il faut l'ajouter
- La définition des déchets entrants, si c'est un procédé multi-matériaux
- La définition du point de substitution, c'est-à-dire quelle est la qualité de la matière en sortie

Recommandation – choix des données d'inventaire pour $E_{RecycledEoL}$ et $E_{Recycled}$ = le procédé de recyclage

Les mêmes données d'arrière-plan peuvent être utilisées en entrant de la technosphère pour $E_{RecycledEoL}$ et $E_{Recycled}$:

- "[Material] recycling, treatment of [material] scrap, post-consumer"
- "[Material], 100% recycled"
- "[Material], recycled"
- "[Material], from post-consumer"

...ou toute donnée matière première en Cut-Off qui n'inclut que de la matière secondaire par défaut (c'est-à-dire aucune matière vierge comptabilisée, uniquement un inventaire du procédé de recyclage / transformation du déchet en matière secondaire). Il est important de s'assurer que l'impact des données recyclées ou recyclages ne soit pas nul (car certaines données ecoinvent en Cut-Off sont modélisées vides par défaut).

A cela s'ajoute un sortant de la technosphère pour la part de matière vierge substituée grâce au procédé de recyclage dans la géographie de la fin de vie : selon le matériau et la qualité du matériau sortant.

Le TAB mentionne également des recommandations de choix de données dans le cas où la base EF4.0 est utilisée plutôt qu'ecoinvent.

Recommandation – choix des données d'inventaire pour E_{ER} = le procédé d'incinération avec valorisation énergétique

- "Scrap [material], treatment of scrap [material], municipal incineration"
- "Waste [material], treatment of waste [material], municipal incineration"

A cela s'ajoute des sortants de la technosphère pour l'électricité et la chaleur valorisés à l'incinération selon la donnée mix énergétique de la géographie à l'étude :

¹⁴ TAB Meeting, European Commission (2024). CFF – Modelling requirements for secondary datasets.

- Electricité : "Electricity, medium voltage"
- Chaleur : "Heat, central or small-scale"

Recommandation – choix des données d'inventaire pour E_d = le procédé d'élimination, soit un enfouissement

- "Waste [material], treatment of waste [material], sanitary landfill"
- "Waste [material], treatment of waste [material], unsanitary landfill"
- "Waste [material], treatment of waste [material], open dump"

Terminologies – les différentes situations de recyclage

Lorsqu'une matière première est identifiée comme étant pré-consommateur, elle peut être considérée comme recyclée sous certaines conditions détaillées ci-dessous. Si elle n'est pas considérée recyclée, la CFF n'est pas applicable.

Selon la norme ISO 14021:2016 une matière pré-consommateur est uniquement considérée recyclée dans le cas suivant : "Matériau détourné du flux de déchets pendant un procédé de fabrication. **Est exclue la réutilisation de [certains] matériaux** tels que ceux issus du retraitement, du rebroyage ou les résidus générés pendant un procédé donné et pouvant être récupérés [pour valorisation] au sein de ce même procédé qui les a générés".

Matière recyclé PIR (pré-consommateur) versus matière régénérée

Les pertes de matière détournées du flux de déchets pendant un procédé de fabrication sont donc des déchets pré-consommateurs considérés :

- recyclées lorsque ces pertes sont retransformées dans un procédé séparé du procédé de fabrication principal¹⁵. On parle aussi de Post Industrial Recyclate (PIR). C'est-à-dire que si ces pertes de procédé sont refondues ou regranulées avant d'être réintégrées dans le procédé de transformation initial, on considère alors bien du recyclage (ISO 14021:2016), et la CFF s'applique.
- non recyclées lorsque ces pertes sont simplement retraitées, rebroyées ou directement réintégrées sans retransformation préliminaire dans le procédé qui les a générés. Dans ce cas précis on parle de matière régénérée ou d'optimisation de process, et non de recyclage. De plus, même si l'étape de travail ou de rebroyage est délocalisée, tant que le flux est isolé, alors il peut être considéré comme régénéré et non recyclé. En effet, la norme NF EN 45557 :2020¹⁶ mentionne "Par « même procédé », on entend la même opération de fabrication pour le même type de produit dans le même lieu physique ou dans un lieu différent".

¹⁵ European Commission (2018). Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

¹⁶ NF EN 45557 :2020 - Méthode générale pour l'évaluation du contenu en matériaux recyclés des produits liés à l'énergie

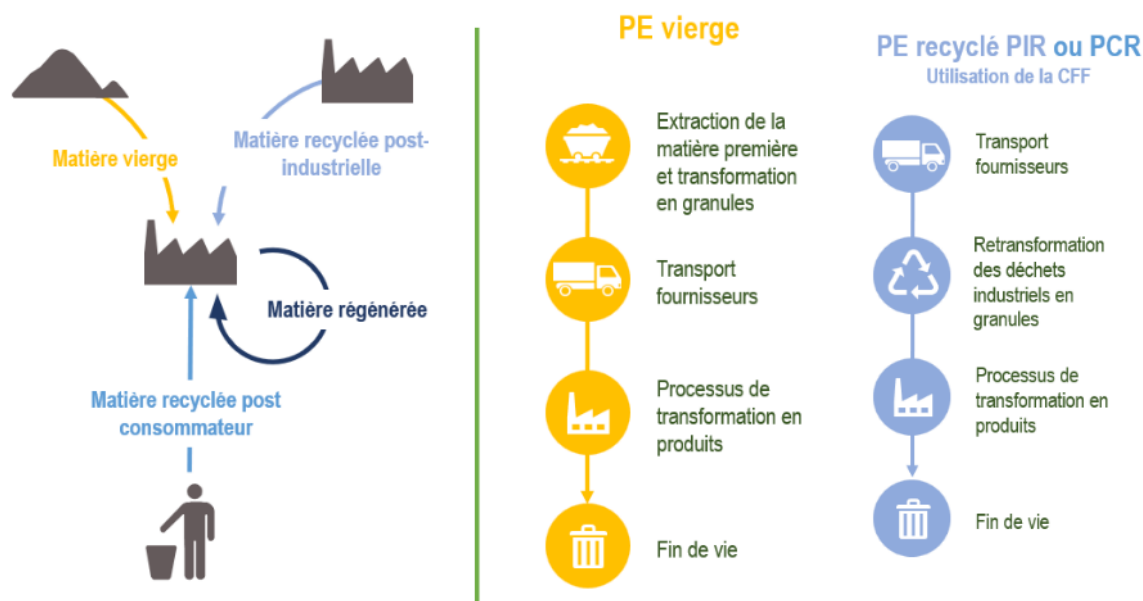


Figure 8 : Exemple d'un PE – considération d'un PE recyclé.

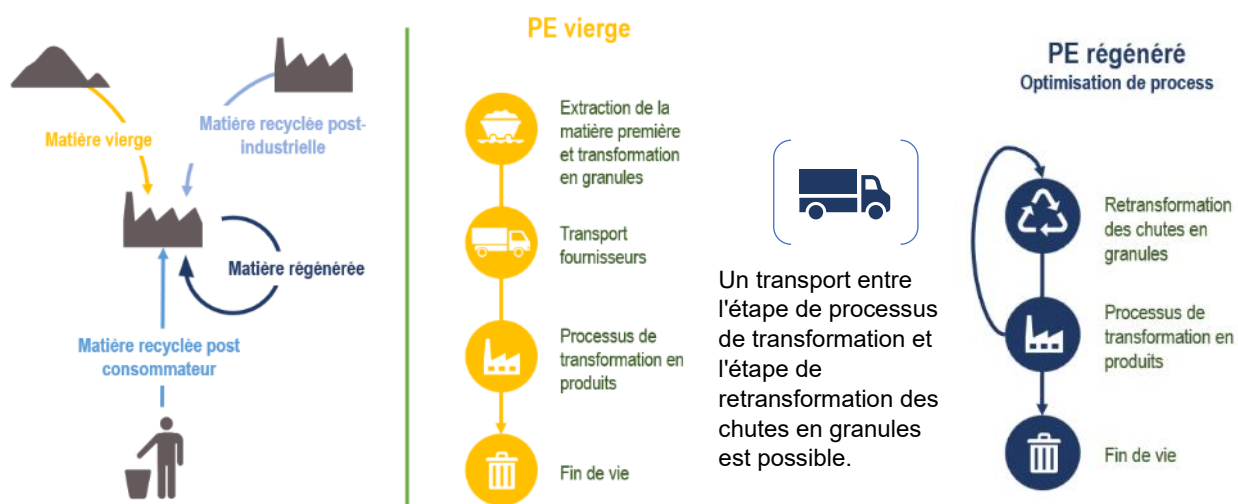


Figure 9 : Exemple d'un PE – considération d'un PE régénéré.

Matière recyclée PCR (post-consommateur)

Il s'agit d'un matériau post-consommateur qui est traité dans un process de recyclage (cf Partie 1.1 pour les définitions selon la norme 14021:2016).

Lorsqu'un matériau est considéré recyclé, la CFF s'applique. La figure ci-dessous détaille les cas pour lesquels il est possible de considérer du recyclage (post-consommateur ou pré-consommateur).

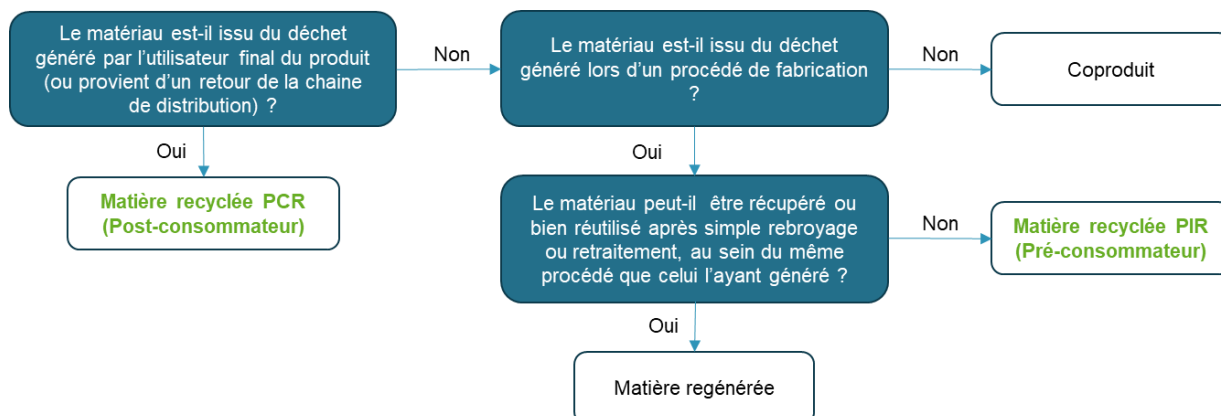


Figure 10 : Arbre de décision pour déterminer l'utilisation de la CFF

Matériau	Description du flux	Nature du flux
Plastique	Chutes de production lors d'un procédé d'injection, simplement rebroyées sous formes de paillettes avant réintégration dans le même procédé (même ou différente localisation)	Optimisation de process
	Chutes de production lors d'un procédé d'injection, refondues et mises en forme en granulés avant réintégration dans le même ou un autre procédé (même ou différente localisation)	Déchet recyclé pré-consommateur
Verre	Chutes de production lors d'une fusion au four, d'un moulage ou d'une recuisson, réinjectées au four sans retransformation intermédiaire (même ou différente localisation)	Optimisation de process
Métaux	Rebuts de production suite à un emboutissage, qui doivent être refondus et remis en forme avant réintégration dans le même ou un autre procédé (même ou différente localisation)	Déchet recyclé pré-consommateur

Complétude des masses impliquées dans la formule au regard du Cut-off

La CFF à travers sa formule et sa volonté de répartition des impacts entre les cycles de vie, intègre des facteurs autres que massiques dans son expression. Il est notamment question du facteur A économique et des facteurs de qualité. On peut alors se demander si le bilan de masse global est égal entre la CFF et l'allocation de type cut-off.

À l'aide d'une calculatrice, nous avons pu tester la CFF au regard du cut-off en traçant notamment les flux de masses impliquées. Pour cela, trois produits fictifs ont été considéré : le premier produit, un produit intermédiaire et le dernier produit. Le produit intermédiaire est en réalité représentatif de tous les produits intermédiaires qui peuvent exister entre le premier produit et le dernier produit. Avec ces trois produits, il est possible de couvrir l'intégralité des cas de figures pour la CFF et de tracer les flux d'inventaire établi pour 1kg, et donc les flux de masse.¹⁷

Les différentes variations de paramètres nous permettent de constater que la CFF respecte le bilan de masse entre les différents produits et qu'aucune masse ne disparaît à condition que :

- Les facteurs de qualité Q_{sin} et Q_{sout} soient égaux à Q_p

¹⁷ Ekvall et al., 2020. Modeling recycling in Life Cycle Assessment.

Dès lors qu'une perte de qualité est renseignée, un désalignement des masses est observé. En effet, ce paramètre n'est pas considéré dans l'approche cut-off.

Il existe néanmoins un cas particulier. Lorsque les contenus recyclés des trois différents produits sont égaux aux contenus mis à disposition du recyclage de leur produit précédent, le bilan de masse est respecté. Cela correspond à une situation en boucle fermée.

Lorsque le contenu recyclé intégré (R1) est inférieur à la quantité mise à disposition (R2) dans le produit précédent, il y a un gain de masse.

Lorsque le contenu recyclé intégré (R1) est supérieur à la quantité mise à disposition (R2) dans le produit précédent, il y a une fuite de masse.

Ces deux tendances sont plus marquées à mesure que le rapport Q_s/Q_p est bas.

- Le facteur B soit nul

La formule n'est pas complètement exhaustive dans le sens où lorsqu'une partie de la matière est valorisée énergétiquement $R_3 \times (1 - B)$ son pendant proportionnel à B n'est pas considéré dans la formule 'matière première'. Ainsi, la quantité $R_3 B$ n'est pas prise en compte dans la formule. Ceci constitue un manque dans le bilan de masse.

- Le facteur A pour la partie matériau soit égal au facteur A de la partie fin de vie ($A_{in} = A_{out}$)

Dans l'état actuel de la formule, la division du paramètre A en deux paramètres n'est pas envisagé. Cela permet également d'assurer le bilan de masse. Dans le cas où la valeur de A en entrée serait différente de la valeur de A en sortie. On aurait alors besoin d'étendre le système étudié pour s'assurer que le bilan de masse est vérifié ou non.

2. Propositions d'évolution à la pratique d'ACV générale

L'état de l'art a permis de définir, présenter et d'éprouver la CFF dans son utilisation dans les ACVs. Il a aussi permis d'identifier des points de faiblesses, des manques sur le plan théorique et pratique de la formule. Cette section présente plusieurs propositions d'évolution qui pourraient permettre d'améliorer son utilisation. En lien avec les travaux menés par le TAB de la Commission Européenne sur les potentielles améliorations de la CFF¹⁸, des propositions d'améliorations sont présentées dans les sections suivantes en décrivant leurs avantages et inconvénients.

2.1. Facteur d'allocation A

Pour rappel, le facteur A est défini comme le facteur d'allocation des charges et bénéfices entre le fournisseur et l'utilisateur de matières recyclées. Son rôle est central dans l'application de la formule puisqu'il pilote la répartition des impacts. Il rend compte des dynamiques de marché et permet selon sa valeur d'encourager les potentiels fournisseurs de matières recyclées ou les utilisateurs.

La dernière version de l'Annexe C¹⁹ datant de 2020 rassemble les valeurs de A à considérer pour une quarantaine de matières différentes. Le facteur A est décliné par matière puis par secteur et parfois même par application au sein d'un même secteur.

Plusieurs pistes d'amélioration du facteur A et du rôle qu'il joue dans la CFF sont exposées ci-dessous

Une base de données de facteurs A plus exhaustive (matière, application, géographie, horizon temporel)

Depuis 2018 et la première publication de l'Annexe C, deux mises à jour ont été réalisées en juin 2019 et mai 2020 mais aucune ne concerne le facteur A. Après 7 ans de mise à disposition de la méthode, aucune mise à jour ou ajout n'ont été réalisés pour le facteur A. La Commission Européenne précise pourtant dans le guide PEFCR²⁰ datant de 2018 que « la liste des valeurs de A sera revue et mise à jour périodiquement par la Commission ». La revue et la mise à jour des paramètres de la CFF figurent donc comme une tâche revenant à la Commission Européenne. La CFF étant fortement dépendante de paramètres basés sur les marchés, il est nécessaire d'assurer un suivi régulier des valeurs de ces paramètres afin d'être représentatif de la réalité. L'écart grandissant entre les valeurs établis et la réalité présente un risque important de discrédit dissuadant l'utilisation de la formule. L'interview de Yves Babian, référent ACV chez Renault et les retours réalisés par les consultants d'EVEA nous permettent de dire que ce risque accroît la difficulté des praticiens à exploiter et justifier les résultats. La norme ISO 14040-44 exige d'assurer la représentativité technologique, géographique et temporelle des données primaires et secondaires dans une étude. Ces représentativités doivent de la même façon s'appliquer aux paramètres de la CFF.

La Commission Européenne doit alors :

- Soit organiser, développer selon les matières, les géographies, les horizons temporels et gérer la base de données du facteur A (et des autres paramètres) de la CFF
- Soit rendre public la méthode de calcul du paramètre A permettant à chacun de collecter les grandeurs nécessaires à la détermination de A

¹⁸ TAB meeting, European Commission (2024). Potential modifications and clarifications of the Circular Footprint Formula (CFF) in the EF method.

¹⁹ European Commission (2020). Annex C, PEF Guide. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/Annex_C_V2.1_May2020.xlsx

²⁰ European Commission (2018). Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

Le guide PEFCR ne rend pas compte d'une formule (au sens mathématique) à partir de laquelle est calculé le facteur A ni des données utilisées pour le déterminer. Il est sous-tendu que des valeurs économiques sont prises pour rendre compte des dynamiques de marché mais aucune condition ne figure pour attribuer une des trois valeurs discrètes de A : 0,2 ; 0,5 et 0,8. Le partage de la méthode de calcul pourrait alors clarifier cette démarche. Cependant, le calcul du facteur A par les praticiens rend plus complexe l'application de la CFF et augmente les incertitudes car plus de données sont nécessaires. Elle présente un risque très important de mauvaise application involontaire ou intéressée menant dans tous les cas à l'hétérogénéisation des pratiques ce qui est l'opposé de l'objectif escompté. La gestion par la Commission Européenne d'une base de données pour le paramètre A nous semble être la meilleure option. Pour cela, les améliorations clés à produire sont :

- Déterminer la valeur de A pour de nouvelles matières (zinc, or, huiles, ...)
- Organiser la revue des valeurs de A pour les matières et applications existantes
- Décliner les valeurs de A pour diverses géographies (globale, continentale, voire nationale)
- Décliner les valeurs de A pour différents horizons temporels (5, 10, 20, 50 ans)

Avantages :

- Rend compte des variations de marché entre zones géographiques
- Permet d'être plus précis dans le choix des paramètres et réduit le nombre de situations contraintes de prendre la valeur par défaut de A
- Rend compte de manière plus pertinente de la fin de vie et du marché lorsque le produit atteint sa fin de vie à horizon temporel lointain

Inconvénients :

- Nécessite une collecte de donnée plus riche (matière, application, géographie) ainsi que des modèles d'évolution prospective des marchés des matières pour les années à venir
- Nécessite une vérification pour régulation par la CE des paramètres avant d'être partagé à tous. Sans cela, il est très difficile de garantir l'homogénéité des pratiques et ainsi la comparabilité des études.
- Augmente les incertitudes dans le calcul

Domaine de définition du paramètre A

Le guide PEFCR précise que le facteur A est défini sur l'intervalle [0,2 ; 0,8]. Les uniques valeurs prises par A dans l'Annexe C sont 0,2 ; 0,5 et 0,8 bien que rien ne soit précisé quant à la discrétisation de A sur les trois valeurs utilisées à date. Nous nous posons alors la question de la pertinence d'avoir des valeurs de A qui peuvent varier librement sur l'intervalle défini ou bien d'avoir des valeurs discrètes comme par exemple [0,2 ; 0,3 ; 0,4 ; 0,5 ; 0,6 ; 0,7 ; 0,8].

Les bornes du domaine de définition de A sont notamment questionnées par Schrijvers et al.²¹ dans la littérature qui estiment que certaines situations comme le marché de l'aluminium recyclé serait modélisé de manière plus réaliste avec un A=1. En effet, la demande est très importante et dépasse largement l'offre. Zampori et al.²² dans la construction de la CFF précise que des valeurs inférieures à 0,2 et supérieures à 0,8 ne peuvent pas être prises afin de toujours accorder un certain crédit à l'intégration de contenu recyclé et à la mise à disposition de matière au recyclage en fin de vie. La sélection du domaine de définition de A est un parti pris essentiel de la CFF. Nous pensons qu'il est donc préférable de ne pas étendre le domaine de définition en conservant l'intervalle [0,2 ; 0,8].

Avantages :

- Augmente la précision de l'évaluation du paramètre
- Augmente les possibilités de comparaison entre les matières, les applications, ...

²¹ Schrijvers, D. L., Loubet, P., & Weidema, B. P. (2021). To what extent is the circular footprint formula of the product environmental footprint guide consequential?. *Journal of Cleaner Production*, 320, 128800.

²² Zampori, L., Pant, R., Schau, E. M., De Schrijver, A., & Galatola, M. (2016). Circular Footprint Formula. *Issue paper, EU Joint Research Centre, Ispra, Italy*.

- Propose une approche moins manichéenne de l'attribution de l'impact entre les cycles de vie

Inconvénients :

- Nécessite d'avoir une méthode de calcul de A répliquable et de la mettre en œuvre
- Augmente les incertitudes
- Nécessite d'avoir un niveau de robustesse élevé pour justifier les écarts de valeurs de A entre les matériaux, les éventuelles géographies, ...

Séparation de A en deux paramètres : A_{in} et A_{out}

Dans la formule CFF, le paramètre A influence à la fois la partie « matériau » et la partie « fin de vie ». La distinction entre le marché de la matière recyclée intégrée dans le produit et le marché de la matière recyclée approvisionnée n'est pas faite, précise Schrijvers et al. Ces deux situations sont déterminées par le seul paramètre A. Confondre les deux situations est pertinent dans le cas où l'on étudie du recyclage en boucle fermée (matière intégrée = matière recyclée en fin de vie) avec un horizon temporel suffisamment court pour qu'aucune variation de marché ne soit observée. En revanche, ça l'est beaucoup moins en boucle ouverte ou lorsque le recyclage de la matière en fin de vie intervient à moyen ou long terme.

Pour cela, les principales améliorations consistent à :

- Séparer le facteur A en deux facteurs A_{in} et A_{out} . A_{in} pour la partie 'matériau' de la formule et A_{out} pour la partie 'fin de vie'.
- Sélectionner les valeurs de paramètres A_{in} et A_{out} en adéquation avec la réalité du produit étudié et du recyclage de la matière

La formule complète modifiée a la forme suivante :

$$(1 - R_1) \times E_v + R_1 \times \left(A_{in} \times E_{Recycled} + (1 - A_{in}) \times \frac{Q_{Sin}}{Q_p} \times E_v \right) + R_2 \times (1 - A_{out}) \times \left(E_{RecycledEoL} - \frac{Q_{Sout}}{Q_p} \times E_v^* \right) + R_3 \times (1 - B) \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER,heat} \times E_{SE,heat} - LHV \times X_{ER,elec} \times E_{SE,elec}) + (1 - R_2 - R_3) \times E_D$$

Avantages :

- Permet l'évaluation du recyclage en boucle ouverte des matières (matière recyclée intégrée dans un produit différente de la matière recyclée en fin de vie de ce même produit)
- Permet d'utiliser des facteurs A prospectifs pour la partie 'fin de vie' dans le cas où la fin de vie intervient à horizon temporel lointain (5-50 ans)
- Rend compte des variations de marché de manière plus précise

Inconvénients :

- Augmente le risque de déséquilibre de la répartition de l'impact. Il n'y a plus de cohérence entre les deux parties au sein d'une même ACV. En revanche, il doit y avoir une cohérence entre les ACVs utilisant la CFF pour un même marché. Ex pour l'automobile : Ma voiture 1 arrive en fin de vie en 2025. Le $A_{out;1}$ doit être pour 2025. Je construis ma voiture 2 en 2025, le $A_{in;2}$ ici doit être le même que mon précédent $A_{out;1}$ par contre le $A_{out;2}$ lui correspondra à l'état du marché en 2040 (durée de vie d'une voiture estimée à 15 ans).
- Nécessite de définir ce que sont des matières recyclées différentes si à horizon temporel court A_{in} et A_{out} sont différents.

La séparation du facteur A en deux facteurs permet d'avoir une approche plus représentative de la réalité tout en assurant la cohérence scientifique de la formule. Son application est conditionnée par la mise à disposition des valeurs de paramètres adaptés aux situations étudiées.

Dans la norme ISO 14044, il est mentionné : "The sum of the allocated inputs and outputs of a unit process shall be equal to the inputs and outputs of the unit process before allocation." On peut alors se demander si la séparation du facteur A en deux ne représente pas un écart à la norme ISO 14044. Ce n'est pas le cas l'allocation a lieu non pas entre la matière recyclée et la fin de vie du même produit

mais plutôt entre plusieurs produits. Par exemple, pour la matière entre le produit X et son prédécesseur et pour la fin de vie avec le produit X et son successeur.

Le Tableau 1 synthétise les propositions d'améliorations de la formule CFF directement en lien avec le paramètre A ainsi que leurs avantages et inconvénients.

Tableau 1 : Récapitulatif des propositions d'évolutions pour le paramètre A de la CFF

Propositions d'évolution	Avantages (+)	Inconvénients (-)
Gérer une base de données de valeurs de A différentes selon la matière, l'application, la géographie et l'horizon temporel	- Variations de marché et d'horizon temporel prises en compte - Plus de précision - Fin de vie plus réaliste	- Plus de données à collecter pour la CE - Plus de vérification à réaliser pour la CE - Plus d'incertitudes de calcul
Conserver un domaine de définition du paramètre entre 0,2 et 0,8 inclus mais avec plus de valeurs possibles	- Plus de précision - Plus de différenciation entre les matières / secteurs	- Besoin d'une méthode de calcul répliquable et robuste - Plus d'incertitudes de calcul
Séparer A en deux paramètres indépendants A_{in} et A_{out}	- Meilleure représentativité des cas de recyclage en boucle ouverte ou des produits à durée de vie longue - Variations de marché prises en compte	- Plus de complexité - Risque de double-comptage ou d'omission de l'impact - Clarification du recyclage en boucle ouverte nécessaire

2.2. Facteur d'allocation B

Le facteur d'allocation B est défini comme le facteur d'allocation des processus de valorisation énergétique. Il s'applique tant aux charges qu'aux bénéfices. Celui-ci est fixé par défaut à 0. Aucune valeur n'est disponible dans l'Annexe C qui remette en cause la valeur par défaut bien qu'il soit noté dans le PEF que la Commission assurera le renouvellement et la mise à jour des valeurs de B. De fait, tous les bénéfices de l'incinération sont attribués au produit atteignant sa fin de vie. Les utilisateurs d'énergie et d'électricité valorisée doivent alors considérer qu'ils consomment de l'énergie et de l'électricité primaires et utiliser les données d'arrière-plan correspondantes.

Problème constaté : Une seule partie de la formule est intégrée. Celle qui retire de l'impact au fournisseur d'énergie ou d'électricité. La partie qui doit être bien prise en compte pour l'utilisateur de cette énergie ou électricité n'est pas mentionnée. De fait, si le facteur B est différent de 0 alors il n'y a pas d'indications pour respecter l'allocation.

Deux options se présentent alors :

- Ne jamais faire varier B, toujours nul (cas actuel) quitte à le faire disparaître de la formule
- Ajouter des indications pour prendre en compte dans l'usage d'énergie et d'électricité valorisées le facteur B (nouvelle proposition)

Si l'on évalue les avantages et inconvénients de l'option où le facteur B est bien calculé et pris en compte alors on obtient le Tableau 2 :

Tableau 2 : Avantages et inconvénients des améliorations possibles à propos du facteur B

Propositions d'évolutions	Avantages (+)	Inconvénients (-)
Calcul du facteur B de telle sorte qu'il puisse être différent de 0	Allocation possible des gains de la valorisation énergétique = équilibre et potentiel pilotage pour encourager	Extension de la formule et nécessité de modéliser l'électricité et l'énergie entrante différemment si une

plutôt l'utilisation ou la valorisation d'énergie et d'électricité	part est issue de valorisation énergétique (correction des données d'arrière-plan)
Rééquilibrage des bénéfices liés à la valorisation énergétique pour le produit atteignant sa fin de vie par rapport aux bénéfices du recyclage.	- Complexité - Risque de mauvaise appropriation menant à des problèmes de comparabilité entre les produits

2.3. Les données d'inventaire

La donnée d'inventaire Ev^* suscite également le débat sur les choix à faire. Pour rappel, il s'agit des émissions spécifiques et ressources consommées (par unité fonctionnelle) du fait de l'acquisition et du prétraitement de la matière vierge censée avoir été remplacée par des matières recyclables (=matière considérée substitué grâce aux efforts de recyclage). C'est une donnée d'inventaire qui figure dans l'expression de la fin de vie. Ev^* est un bénéfice dans le calcul de l'impact.

Le guide PEFCR envisage le cas de figure où $Ev^* \neq Ev$ mais ne précise pas les conditions qui font qu'un praticien peut se retrouver dans cette situation. Pour rappel, Ev correspond aux émissions spécifiques et ressources consommées (par unité fonctionnelle) résultant de l'acquisition et du prétraitement de matières vierges, dans le terme de la CFF comptabilisant l'impact de la matière première entrante.

L'alternative $Ev^* = Ev$ ne permet pas d'assurer une représentativité temporelle, technologique et géographique en particulier lorsque le recyclage s'opère en boucle ouverte ou pour des produits à durée de vie longue. Pour l'exemple d'une automobile, on imagine que celle-ci est produite en Europe de l'Est avec un approvisionnement en acier européen. En fin de vie, la voiture se retrouve traitée en Turquie et donc permet de substituer une matière vierge dans le périmètre géographique turc. Alors dans ce cas-là, $Ev = Ev^*$ n'est pas représentatif de la réalité technologique du marché de l'acier et de sa répartition dans le monde. S'ajoute à cela la dimension temporelle, l'automobile arrive en fin de vie 25 ans plus tard. Est-ce représentatif d'utiliser une donnée de matière vierge correspondant à la production 25 ans plus tôt ?

Tableau 3 : Avantages et inconvénients des améliorations possibles à propos de Ev et Ev^*

Propositions d'évolutions	Avantages (+)	Inconvénients (-)
Ev^* peut être différent de Ev	Scénario représentatif	Ev^* dépend fortement des hypothèses faites dans l'étude ce qui mène à des problèmes de comparabilité entre les produits et les études (incertitudes et choix différents) - Complexité - Disponibilité des données d'inventaire appropriées
$Ev^* = Ev$ dans tous les cas de figures	- Pas de question à se poser sur le scénario réel - Facilité de compréhension et d'application - Les facteurs de qualité rendent compte de la différence	- Eloignement de la réalité - Forte dépendance aux facteurs Q dont la définition au point de substitution et la collecte peuvent poser des difficultés.

La donnée Ev^* est un bénéfice environnemental dans la formule en fin de vie. **Le cas particulier où $Ev^* > Ev$** est à envisager car il suppose qu'il serait possible d'avoir plus de bénéfices que d'impacts en termes de matières si la matière vierge évitée est plus impactante à produire que la matière vierge utilisée dans le produit amont :

- $Ev^* = Ev$ afin d'éviter d'avoir plus de bénéfices liés à l'extension du périmètre opéré par la CFF
- Ev^* peut prendre n'importe quelle valeur

Une fois le cadre de définition d' Ev^* précisé, nous pouvons nous projeter sur des situations où il faudrait choisir la géographie ou la temporalité de la donnée d'inventaire Ev^* . C'est l'objet des paragraphes qui suivent.

Le choix de la géographie pour les impacts évités

Paroles d'expert : Yves Babian (Réfèrent ACV - Groupe Renault)

« Problème de géographie sur la gestion de la fin de vie. Si on vend une voiture dans un autre pays, qu'advient-il de la fin de vie dans ce pays ? Il faudrait considérer des bénéfices liés au recyclage de la matière sur place ? Mais si on vend une voiture en Turquie, et que la Turquie ne fait que de l'acier recyclé donc pas de vierge évité... Comment faire ? ».

Tableau 4 : Avantages et inconvénients d'adapter Ev^* selon sa géographie

Propositions d'évolutions	Avantages (+)	Inconvénients (-)
Choisir la donnée vierge évitée du pays dans lequel est traité le déchet	• Cohérence géographique • Facilité de mise en œuvre	• S'il n'existe pas de production de matière vierge dans le pays dans lequel a lieu la fin de vie, la donnée vierge évitée ne représente pas la réalité, et n'existe parfois pas. • Risque d'hétérogénéité entre les modélisations
Choisir la donnée vierge évitée selon un mix marché représentatif du secteur	• Cohérence technologique • Harmonisation des choix de données	• Difficulté d'accès à l'information du mix de matière vierge évité pour une technologie et un matériau donné

Il est préférable de modéliser au plus proche de la réalité technologique, et donc de plutôt considérer une matière vierge évitée qui traduit le marché c'est-à-dire l'option 2. De plus, l'homogénéisation des pratiques est bénéfique.

Données d'inventaire prospectives

Paroles d'expert : Yves Babian (Réfèrent ACV - Groupe Renault)

« Impression que la CFF a été construite pour des produits dont le cycle de vie est court et non pour des produits long-termes comme les batteries de voiture, les matériaux du bâtiment etc. Le procédé de traitement des déchets ne sera pas le même dans 15-20 ans. De plus, les bénéfices dans 15-20 ans ne seront pas obligatoirement les mêmes non plus (ICV, répartition offre-demande), donc potentiellement des résultats d'impact maximisant. L'aspect temporel n'est pas pris en compte, et il est donc difficile de choisir les bonnes données d'inventaire ».

La solution à cette problématique reviendrait à définir des ICV prospectifs.

Tableau 5 : Avantages et inconvénients d'intégrer des ICV prospectifs dans la CFF

Propositions d'évolutions	Avantages (+)	Inconvénients (-)
Intégration d'ICV prospectifs	• Représentativité technologique prospective : consommations et rendements (de recyclage, incinération ou élimination) • Représentativité du mix énergétique prospectif (consommé et évité lors de la valorisation énergétique)	• Disponibilité faible des informations pour établir un ICV prospectif • Hétérogénéité sur les gains répartis via le facteur A pour le recyclage : le metteur en marché serait désavantagé par le choix d'un inventaire réel VS un inventaire prospectif potentiellement moins impactant

Créer des inventaires prospectifs lorsque cela est possible permettrait l'obtention de résultats plus proches de la réalité sur les impacts réels d'une fin de vie à horizon temporel lointain. Les méthodologies permettant de développer ce type d'inventaire sont à développer mais cela n'est pas l'objet de ce présent rapport.

Données d'inventaire pour le matériau vierge ou recyclé à 100%

La détermination des données d'inventaire appropriées pour Ev et Erec peut s'avérer être problématique lorsque la matière modélisée n'est plus produite à 100% vierge ou n'est pas produite à base de 100% de recyclé. En effet, l'évolution des filières de production d'un point de vue technologique fait que la production vierge de matériau est remplacée par des productions hybrides pour certaines matières (ex : métaux). D'autre part, les processus de recyclage ne permettent pas d'intégrer 100% de matière recyclée dans un produit pour toutes les matières. Une combinaison de recyclée et de vierge est souvent utilisée pour obtenir les propriétés attendues.

Par conséquent, les données d'inventaire disponibles dans les bases de données peuvent être hybrides (recyclé et vierge). Dans ce cas de figure, il est nécessaire de définir précisément le **point de substitution** auquel la matière vierge est remplacée par de la matière recyclée et d'appliquer la CFF à ce point-là. Cela exige un travail de manipulation et d'analyse des données d'inventaire qui augmente la complexité de l'application de la CFF.

La solution consiste à :

- Déterminer le contenu en recyclé des données pseudo-vierge et pseudo-recyclée et identifier les données d'inventaire source de la CFF
- Collecter précisément le contenu en recyclé de l'industriel dans son produit, en s'assurant que la même méthode de calcul est suivie
- Recalculer le R1 à utiliser dans la formule CFF en considérant les bornes hautes et basses afin d'avoir un impact plus représentatif du taux réel.

Cette situation sera investiguée dans le cas d'étude sur les métaux.

Il existe un autre cas de figure problématique : si un industriel s'approvisionne avec une matière 100% recyclée. Il n'y a pas de matière vierge physiquement utilisée dans le processus de fabrication en tout cas pour ce cycle. Il faut pourtant choisir une donnée d'inventaire Ev pour appliquer la CFF :

- Option conservatrice qui consiste à sélectionner une donnée vierge avec une géographie monde représentative du marché. Ceci peut être très dévalorisant pour l'utilisateur de matière recyclée en termes d'impact.
- Option qui suggère d'utiliser une donnée vierge qui correspond à l'approvisionnement n-1 des matériaux qui génèrent les matières pour le recyclage. Bien qu'idéalement plus représentative de la réalité, cette approche présente également les inconvénients suivants :
 - Beaucoup d'incertitudes

- Difficile de collecter des données n-1 (traçabilité et mélange de matières pour le recyclage d'origine différente)
- Très spécifique au cas d'étude et donc risque d'altération de la comparabilité entre les études

Recommandation :

Le choix d'une donnée représentative du marché de la matière vierge garantit l'homogénéité dans les pratiques et semble plus réalisable d'un point de vue collecte de donnée et modélisation.

3. Cas d'étude

Objectif : Identifier les enjeux et évaluer les variations occasionnées par les pistes d'évolution sur des cas d'étude représentatifs de situations pré-identifiées comme bloquantes.

Des cas d'étude ont été proposés lors de la réunion de lancement puis validés lors de la restitution intermédiaire avec les membres. Certains membres se sont portés volontaires pour accompagner la figuration de ces cas d'études et apporter de la réalité industrielle à ces situations fictives. Cette introduction présente brièvement les cas d'étude et leur contenu. Une matrice mettant en lien les cas d'étude et les pistes d'évolutions évoquées dans l'état de l'art est présentée ci-dessous. L'ensemble des paragraphes suivants développe les situations étudiées, les problématiques identifiées, la méthodologie mise en place, les résultats obtenus et les analyses que l'on peut en faire.

- **Cas d'étude n°1 : Acier faiblement allié**

Le premier cas d'étude portera sur l'intégration de matière recyclée dans un acier faiblement allié. Le haut-niveau de maturité de la filière en termes de production de matières recyclées permettra d'illustrer une partie des pistes identifiées dans la tâche 1.

- **Cas d'étude n°2 : Polyamide**

Le deuxième cas d'étude portera sur l'intégration de matière recyclée cette fois-ci dans un polyamide. Les divergences méthodologiques entre plusieurs méthodes de prises en compte du recyclage sont illustrées. Ce travail avait été envisagé dans un précédent Appel d'Offre sur l'achats de produits contenant du recyclé (2022-05). Il est poursuivi ici. De la même façon que pour le cas d'étude 1, une sélection de pistes identifiées dans la tâche 1 et pertinente dans le contexte de ce cas d'étude est présentée dans la matrice ci-dessous.

- **Cas d'étude n°3 : Cobalt**

Un troisième cas d'étude portera sur l'intégration de matière recyclée dans le cas d'un métal critique : le Cobalt (Co). Les métaux critiques animent de plus en plus les stratégies économiques et environnementales des entreprises. Ils sont aujourd'hui recyclés de manière croissante en particulier en Europe. La nouvelle réglementation de la Commission Européenne sur les batteries remet également en question la manière d'évaluer l'impact environnemental de ces technologies. De nombreuses questions se posent sur l'application de la CFF à ceux-ci. Aujourd'hui, l'Annexe C du PEF ne caractérise pas spécifiquement les paramètres influents de la formule (ex : facteur A) pour ce matériau. La matrice ci-dessous rend compte de ce que nous avons exploré.

La mise en œuvre de ces cas d'étude consiste en plusieurs étapes :

- ✓ Etablissement des scénarios (périmètre, unité fonctionnelle et paramétrage du modèle)
- ✓ Collecte de données en collaboration avec les membres le cas échéant
- ✓ Modélisation à partir des bases de données disponibles (Ecoinvent 3.10 notamment) et dans la mesure du possible dans un logiciel d'ACV (Simapro)
- ✓ Calcul des impacts et interprétation des résultats

Résultats attendus de cette tâche :

- ✓ Analyse des pistes d'évolution et des enjeux à travers les cas d'étude
- ✓ Illustrations quantifiées des enjeux des pistes d'évolution évoquées

Pistes d'évolution	Cas d'étude 1	Cas d'étude 2	Cas d'étude 3
	Acier	PA	Cobalt
Définition d'un facteur A par matériau ou régionalisé			
Séparation du facteur A en deux facteurs A_{in} et A_{out} prenant en compte les différences de répartition du marché			
Détermination du Ev^* différent de Ev			
Définition des inventaires de manière prospective et utilisation (inventaires, mix énergétique associé, ...)			
Détermination de l'inventaire de donnée vierge et recyclée quand les matériaux vierge (0% recyclés) et 100% recyclés n'existent pas			
Définition du recyclage à cadrer			
Eclaircissement des flux à inclure dans le périmètre de la CFF (rebroyage, notion de PIR / PCR)			

Il est important de préciser que les cas d'étude et les pistes d'évolution identifiées ont fait l'objet de modifications et revues au gré de notre avancement sur cette section et depuis la restitution intermédiaire du projet.

3.1. Acier faiblement allié

3.1.1. Contexte

Le cas d'étude sur l'acier faiblement allié a été construit avec le support d'Anne-Laure Hettinger (Arcelor Mittal) et Yves Babian (Renault). L'acier faiblement allié est un matériau massivement utilisé entre autres dans le secteur de la construction et dans l'industrie des transports dont fait partie l'automobile. L'acier est fabriqué soit en passant par une voie « électrique » soit par une voie « haut-fourneaux (HF) ». Les deux voies de production sont représentées en Figure 11. L'acier est un métal qui conserve ses propriétés au gré des recyclages sans perdre en qualité. De fait, il y a un réel intérêt économique et environnemental à ce que sa fabrication soit circulaire. Ces deux voies permettent de réintégrer des ferrailles recyclées. L'application de la CFF pour l'acier est dans ce cas d'étude et de manière générale souvent justifiée.



Figure 11 : Panorama des filières de production de l'acier (Source : Eurofer²³)

Dans ce cas d'étude, nous cherchons à appliquer la CFF à 1 kg d'acier faiblement allié (sous forme de billette) ayant un contenu recyclé de 20% ou 90%. Le choix des contenus en recyclé a été fait de manière arbitraire afin d'avoir deux situations représentatives de deux réalités différentes. On peut imaginer que cet acier sera laminé à chaud, galvanisé puis embouti pour former une porte de voiture avant d'être recyclé à 100% lors du traitement en fin de vie de cette même voiture. La durée de vie d'une voiture est estimée à 19,83 ans soit environ 20 ans²⁴.

Périmètre : Du berceau à la porte de l'usine ("from cradle to gate") + fin de vie

Unité fonctionnelle : 1 kg d'acier faiblement allié sous forme de billette

En effet, le produit à l'étude est un produit intermédiaire au vu du périmètre considéré, c'est-à-dire qu'il n'a pas de fonction à proprement parlé en l'état mais que de futures transformations permettront de déterminer sa réelle fonction.

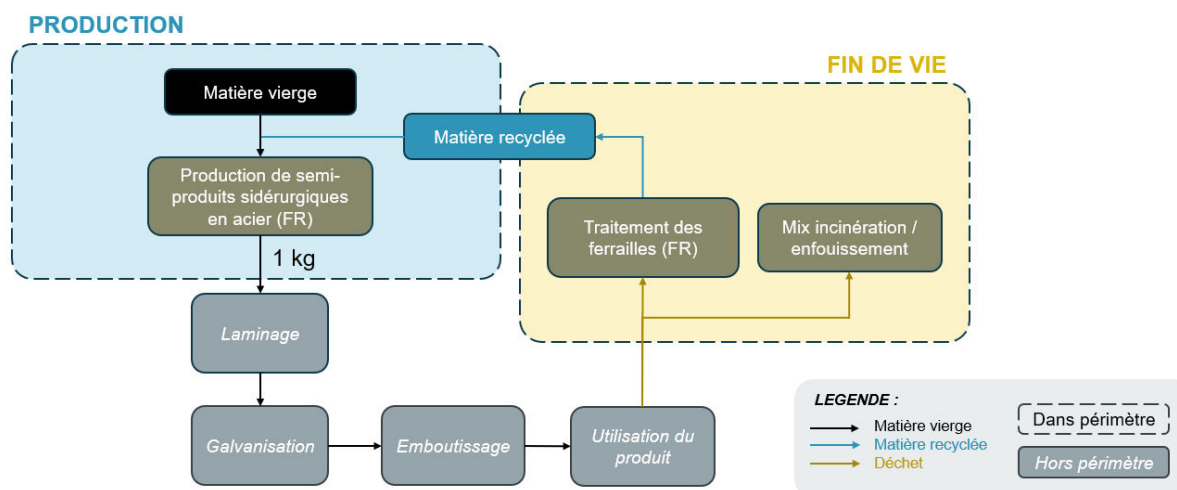


Figure 12 : Périmètre du cas d'étude acier faiblement allié

²³ <https://www.eurofer.eu/about-steel/learn-about-steel/what-is-steel-and-how-is-steel-made>

²⁴ In Extenso Innovation Croissance, Alice DEPROUW, Déborah GAILLARD, Louise ROUQUETTE, Vincent SIVELLE, Mathieu PERRILLON. ADEME, Éric LECOINTRE, Thomas GRANDIN, Aurélien JADEAU. 2024. Véhicules : données 2022 - Rapport annuel. 106 pages.

3.1.2. Application de la CFF et scénarios

- **Détermination de l'inventaire de donnée vierge et recyclée quand les matériaux vierge (0% recyclés) et 100% recyclés n'existent pas**

En réalité, derrière cette problématique de détermination des inventaires de données se cachent la notion de point de substitution et des données d'inventaire associées.

La première singularité de la filière de production de l'acier est qu'elle se découpe en deux principales voies de production (électrique et haut-fourneaux) et que chacune de ces voies intègre des ferrailles recyclées. La voie de production électrique se base majoritairement sur les ferrailles recyclées pouvant totaliser jusqu'à 100% des intrants matières. La voie de production haut-fourneaux intègre aussi une part de ferrailles mais celle-ci ne dépasse jamais plus de 30% des intrants de matières. La production d'acier vierge à 100% n'existe plus.

Le guide du PEF²⁵ précise que la CFF s'applique au point de substitution c'est-à-dire à l'endroit où la matière recyclée remplace la matière vierge. De manière générale, l'identification du point de substitution n'est pas évidente et identique selon la voie de production considérée. En ce qui concerne l'acier et la voie de production des haut-fourneaux, les ferrailles viennent substituer la fonte en entrée du haut-fourneau donc en entrée du processus de fabrication des billettes d'acier. Pour la voie de production électrique, la fonte vient substituer les ferrailles en entrée du four électrique souvent pour assurer une meilleure qualité ou une meilleure stabilité du mélange. Le point de substitution d'un point de vue physique se situe à l'entrée du processus de fabrication de l'acier pour les deux voies de production.

Néanmoins, l'application de la CFF est également conditionnée par l'accès aux données du commanditaire de l'analyse du cycle de vie. Pour pouvoir appliquer la CFF au point de substitution identifié que l'on appellera **point de substitution de niveau 1 (sub n1)**, il faut selon le guide du PEF (Table 30 du guide) avoir accès à des données spécifiques dont le contenu en recyclé que l'on soit l'entreprise qui gère le processus de fabrication ou plus en aval dans la chaîne.

Souvent, le niveau d'information est réduit et le contenu en recyclé ou même la voie de production de l'acier n'est pas connue par les acteurs en bout de chaîne. C'est pourquoi, il existe un **point de substitution de niveau 2 (sub n2)** qui lui se situe plus en aval, au niveau des demi-produits sidérurgiques (billettes). Cette substitution n'est pas physiquement réaliste car très rares sont les cas où des billettes vierges et recyclées sont refondues avant d'être laminées. Pour autant, ce sont les recommandations faites dans le guide du PEF lorsque le commanditaire de l'étude ne possède pas de données spécifiques pour mener l'analyse au point de substitution de niveau 1.

Ainsi deux options émergent pour appliquer la CFF :

- **Option 1** : Point de substitution au niveau de la ferraille d'acier à l'entrée du four électrique ou du haut-fourneau. Point de substitution au niveau 1 selon le guide du PEF.
- **Option 2** : Point de substitution au niveau du demi-produit sidérurgique (billette) issu d'une voie de production électrique ou haut-fourneau. Point de substitution au niveau 2 selon le guide du PEF.

²⁵ European Commission, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

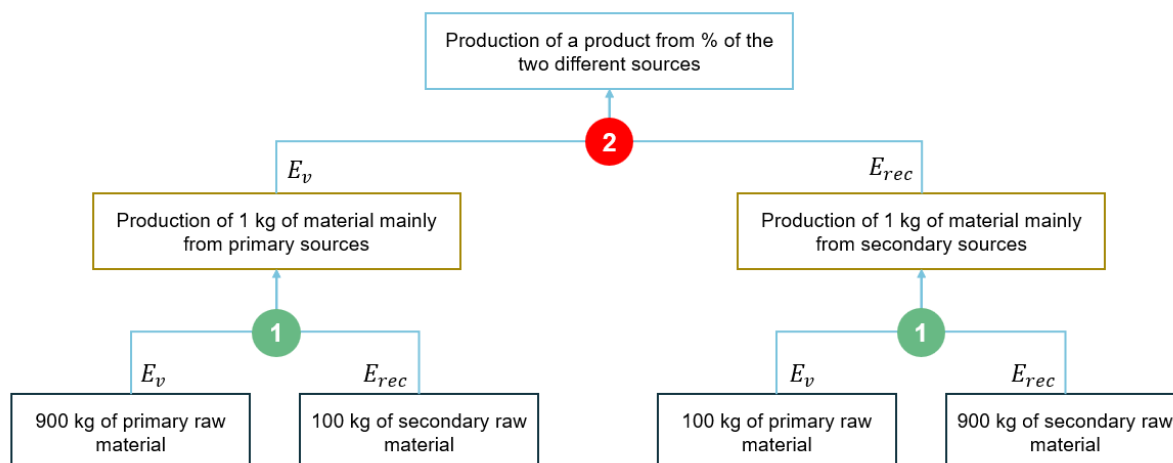


Figure 13 : Point de substitution au niveau 1 et au niveau 2 (extraite du guide du PEF)

Option 1 : point de substitution niveau 1 (sub n1)

La mise en pratique de l'Option 1 suppose une collecte spécifique des intrants matières et des contenus en recyclé. À défaut de données collectées spécifiquement pour ce cas d'étude (hors scope de la présente étude), nous nous appuyerons sur les inventaires à disposition dans la base de données ecoinvent.

Quelle que soit la voie de production, la ferraille substitue la fonte et vice-versa. Nous pouvons alors identifier E_v et E_{rec} suivants :

E_v	Pig iron {RER} market for pig iron Cut-off, U
E_{rec}	Iron scrap, sorted, pressed {RER} market for iron scrap, sorted, pressed Cut-off, U

Afin de pouvoir quantifier l'unité fonctionnelle c'est-à-dire 1 kg d'acier faiblement allié sous forme de billettes (demi-produits sidérurgiques), nous prendrons en compte en plus de la CFF pour les ferrailles d'acier, les processus de transformation en dissociant les deux voies de production identifiées. D'un point de vue pratique, nous utiliserons les données existantes ecoinvent pour l'acier électrique et haut-fourneau en retirant les intrants de matières déjà pris en compte dans la CFF matières.

On fait donc l'hypothèse que les processus de fabrication et leurs intrants (énergie, consommables, ...) et sortants (déchets, émissions, ...) ne varient pas en fonction du contenu en recyclé. Dans le cas où le commanditaire de l'étude est en mesure de définir des règles physiques, les variations peuvent tout à fait être prise en compte dans le modèle.

Il est important de noter que chacune des voies de production est pertinente sur un domaine de contenu en recyclé mais pas sur l'ensemble de l'intervalle [0% ; 100%].

Les échanges que nous avons eu avec les experts nous permettent de donner un ordre d'idée de ces domaines qui mériteraient d'être consolidés : filière haut-fourneau [10%-30%] ; filière électrique [60% - 100%]. Le contenu en recyclé et la voie de production doivent être choisis de manière cohérente.

Option 2 : point de substitution niveau 2 (sub n2)

L'option 2 consiste à substituer 1 kg d'acier faiblement allié majoritairement vierge avec 1 kg majoritairement recyclé. Comme précisé précédemment dans ce rapport, ce sont les recommandations faites dans le guide du PEF²⁶ lorsque les données sont manquantes au point de substitution identifié dans l'Option 1. Il est nécessaire de s'assurer que les données sélectionnées pour la production de matière vierge et la matière recyclée prennent bien en compte des contenus en vierges ou recyclés représentatifs des productions et leurs impacts (ex : E_v contient 15% de matière recyclée et E_{rec} 6% de

²⁶ European Commission, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

matière vierge). Il est prévu de s'appuyer sur des données ecoinvent marché représentant des moyennes géographiques à l'échelle Europe ce qui nous permet de vérifier cette condition.

Afin d'appliquer la CFF, l'inventaire vierge E_v et l'inventaire recyclé E_{rec} sont nécessaires. La production à 100% vierge n'existe plus. E_v et E_{rec} au point de substitution de niveau 2 doivent représenter des matières majoritairement vierges ou majoritairement recyclées. Deux sous-options sont alors possibles pour E_v :

- **Option 2.1** (sub n2_HF) : Choisir l'inventaire représentant une production en haut-fourneau en l'état bien qu'il représente un apport de ferrailles de 17,6% des intrants matières.
- **Option 2.2** (sub n2_WS) : Créer un inventaire fictif d'une production théorique à 100% vierge sur la base des recommandations de World Steel²⁷.

E_v	sub n2_HF	Steel, low-alloyed {RER} steel production, converter, low-alloyed Cut-off, U
E_v	sub n2_WS	Steel, low-alloyed, converter {RER} E_v theoretical 100% virgin
E_{rec}	sub n2	Steel, low-alloyed {Europe without Switzerland and Austria} steel production, electric, low-alloyed Cut-off, U

L'inventaire vierge pour l'Option 2.2 est calculable en suivant la méthodologie représentée en Figure 14. Elle consiste à dire que l'inventaire dans les haut-fourneaux est égal à l'inventaire vierge à 100% pour la quantité de matière vierge intégrée et à l'inventaire recyclé pour la quantité de ferraille intégrée. En retournant l'équation, on peut déterminer l'inventaire vierge à 100% théorique qui dépend des inventaires pour la production dans les haut-fourneaux et dans le four électrique et des contenus en ferrailles pour ces deux voies de production.

Selon les notations du rapport World Steel, m correspond à l'intrant de ferrailles dans la filière haut-fourneau en kg et Y est le rendement en ferrailles de la filière électrique (soit l'inverse de la quantité de ferrailles entrantes).

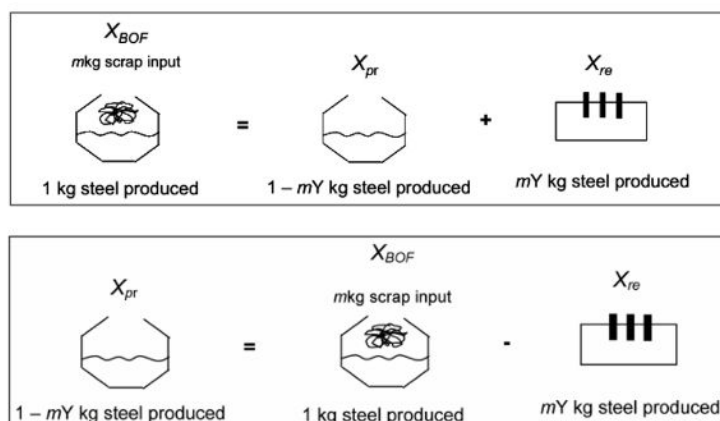


Figure 14 : Schéma illustrant la méthode de calcul de l'inventaire 100% vierge théorique (extrait de LCI methodology report for steel products, World Steel, 2017)

Les deux sous-options sont explorées et font l'objet d'un calcul et d'une analyse dans les paragraphes suivants.

- **Définition des inventaires de manière prospective et utilisation (inventaires, mix énergétique associé, ...) et définition d'un facteur A par matériau ou régionalisé**

Un des objectifs du cas d'étude est d'observer les variations occasionnées par des modifications de la CFF ou de valeurs de paramètres de celle-ci. Un scénario de référence est alors défini pour pouvoir quantifier les variations de scénario alternatifs. Pour ce scénario de référence, nous avons fait le choix

²⁷ World Steel Association, 2017. Life cycle inventory methodology report for steel products. 40 pages.

de conserver l'application de la CFF selon l'Option 2.1 (sub n2_HF). L'ensemble des valeurs de paramètres par scénario est récapitulé dans le tableau ci-dessous.

	Steel Reference	Steel Scenario 1 Prospectives	Steel Scenario 2 Variation A
R1	0,90	0,90	0,90
A	0,2	0,2	0,5
QsQp	1	1	1
Ev	Steel, low-alloyed, converter {RER} Ev	Steel, low-alloyed, converter {RER} Ev	Steel, low-alloyed, converter {RER} Ev
Erec	Steel, low-alloyed {RER} steel production, electric, low-alloyed Cut-off, S	Steel, low-alloyed {RER} steel production, electric, low-alloyed Cut-off, S	Steel, low-alloyed {RER} steel production, electric, low-alloyed Cut-off, S
R2	1	1	1
R3	0	0	0
B	0	0	0
Ev*	Ev	Données d'inventaire prospectives (Ev* pros)	Ev
Erec_eol	Erec	Données d'inventaire prospectives (Erec_eol pros)	Erec

Les inventaires prospectifs correspondent à des réductions d'inventaire de 25%. On fait l'hypothèse que les inventaires prospectifs Ev* pros et Erec_eol pros sont 25% moins impactant que Ev* et Erec_eol. Ces réductions sont purement fictives et ne sont pas basées sur une étude approfondie des potentiels développements à venir de la filière de production de l'acier ou encore des productions et consommations d'énergie.

3.1.3. Résultats et interprétations

Les modèles construits sur SimaPro 9.6 et avec la version 3.10 de la base de données ecoinvent permettent d'obtenir les résultats présentés dans cette section. La méthode EF 3.1 a été utilisée. Pour faciliter l'exploitation des résultats, seul l'indicateur d'impact sur le changement climatique en kg CO2 eq est conservé.

- **Détermination de l'inventaire de donnée vierge et recyclée quand les matériaux vierge (0% recyclés) et 100% recyclés n'existent pas**

Les trois premières colonnes sur la Figure 15 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** comparent les différentes applications de la CFF pour un R1 = 0,2 selon les options présentées plus haut. L'Option 1 (sub n1) est modélisée pour la filière haut-fourneau (HF) compte tenu du faible contenu en recyclé choisi.

Les trois dernières colonnes de la Figure 15 compare les différentes applications de la CFF pour un R1 = 0,9 selon les options présentées plus haut. L'Option 1 (sub n1) est modélisée pour la filière électrique compte tenu du contenu en recyclé choisi.

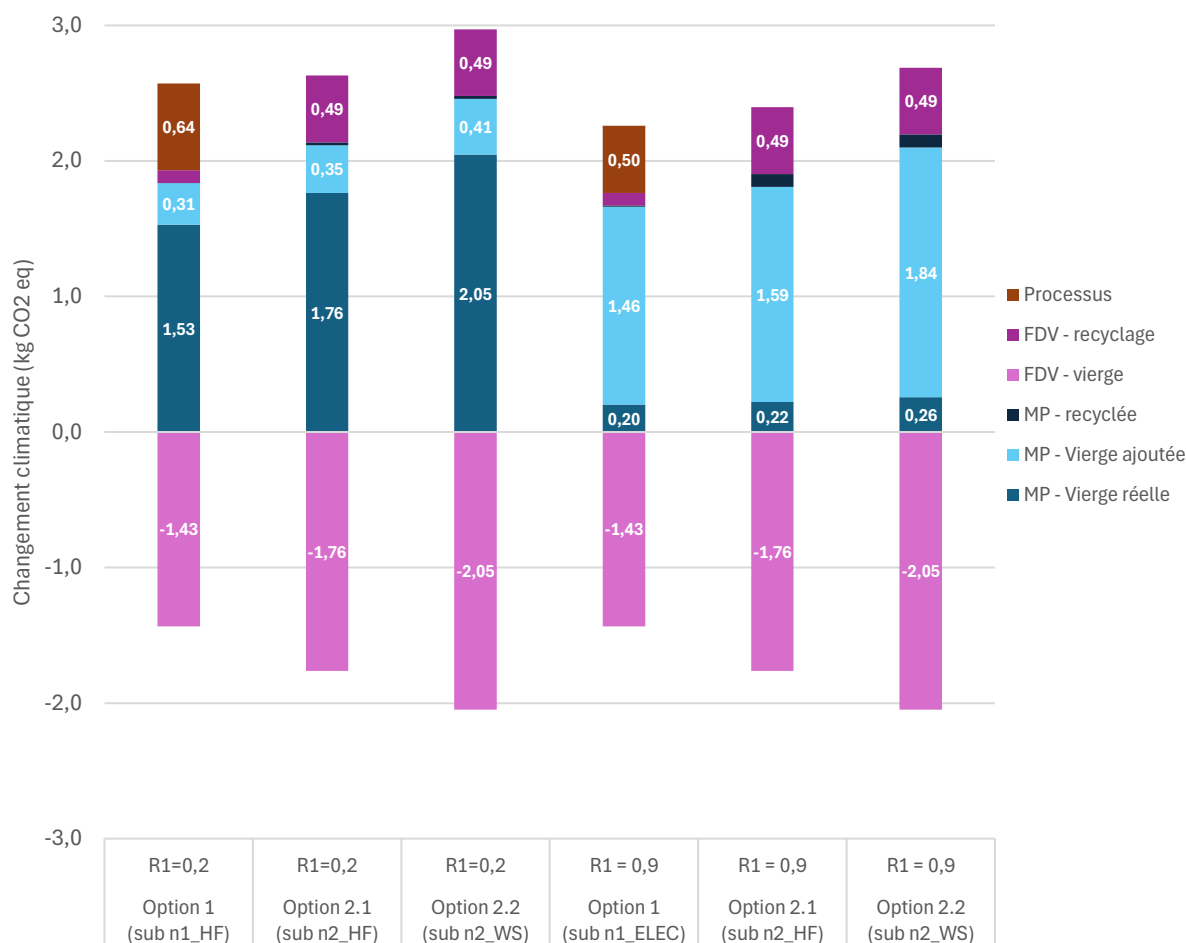


Figure 15 : Comparaison des options d'applications de la CFF pour R1 = 0,2 et R1 = 0,9 et pour 1 kg d'acier faiblement allié sous forme de billette

Un tableau récapitulant les valeurs absolues pour chacune des contributions de la Figure 15 est fourni en Annexe 1 dans le Tableau 13.

Il est important de rappeler que pour l'Option 1 (électrique ou HF) les matières vierges et recyclées ne correspondent pas aux matières vierges et recyclées de l'Option 2. Pour l'Option 1, on parle de ferrailles ou de fonte alors que pour l'Option 2, il est question d'acier sous forme de demi-produits. C'est pour cela qu'une contribution « Processus » est visible uniquement pour l'Option 1.

Les résultats montrent que pour R1 = 0,2 ou R1 = 0,9, l'impact potentiel sur le changement climatique pour la somme des parties 'matières premières' et 'fin de vie' de la CFF est supérieur pour l'Option 1 (HF ou électrique). L'Option 2.2 est ensuite en seconde position et enfin l'Option 2.1 est celle qui rassemble le moins d'impact.

Si l'on se concentre sur les **contributions liées à la matière première (MP)**, on remarque que pour R1 = 0,2 c'est le terme de la 'MP - vierge réelle' qui contribue le plus pour toutes les options. La contribution 'Processus' est le deuxième plus gros contributeur pour l'Option 1 alors qu'il s'agit de la 'MP - vierge ajoutée' pour les Options 2.1 et 2.2. La 'MP - vierge recyclée' est peu impactante comparée aux autres pour toutes les options.

Pour le cas R1 = 0,9, c'est la contribution de la 'MP - vierge ajoutée' qui prédomine devant la partie 'Processus' pour l'Option 1 et la 'MP-vierge réelle' pour les Options 2.1 (sub n2_HF) et 2.2 (sub n2_WS). Si l'on se concentre sur les **contributions liées à la fin de vie (FDV)**, on remarque qu'elles sont communes pour les deux graphiques. Ceci est logique car R1 n'influence pas la formule de la CFF en fin de vie. La contribution 'FDV - vierge' est négative pour toutes les options. Elle rend compte d'un bénéfice plus important pour l'Option 2.2 (sub n2_WS) devant l'Option 2.1 (sub n2_HF) et enfin l'Option

1 (sub n1). La contribution 'FDV – recyclage' fait figure de charge pour les deux Options 2.1 et 2.2. C'est également une charge pour l'Option 1 mais 5 fois moins contributrice car il s'agit d'un traitement pour obtenir des ferrailles au lieu de demi-produits sidérurgiques pour les deux autres.

En termes d'interprétation, les résultats de la comparaison entre les différentes options montrent que l'application de la CFF au point de substitution 1 est plus impactante que l'application de la CFF au point de substitution 2 (2.1 et 2.2) sur le changement climatique (MP et FDV comprises) pour un R1 faible ou élevé.

Cela peut s'expliquer premièrement par la différence des flux considérés dans la partie 'FDV' de la CFF. Au point de substitution 1, les impacts évités de la fabrication en haut-fourneau de la matière vierge ne sont pas pris en compte. Ce sont seulement les impacts évités de la fabrication de fonte « pig iron » qui sont intégrés (E_v^*). À l'inverse, pour la contribution 'FDV – recyclage', seuls les impacts du procédé de recyclage (E_{rec_EoL}) jusqu'à la ferraille sont pris au point de substitution 1 alors que la production de demi-produits est considérée pour le point de substitution 2. Comme la contribution de 'FDV – vierge' est majoritaire en termes d'impact, c'est la tendance de celle-ci qui domine. La Figure 16 illustre ces différences.

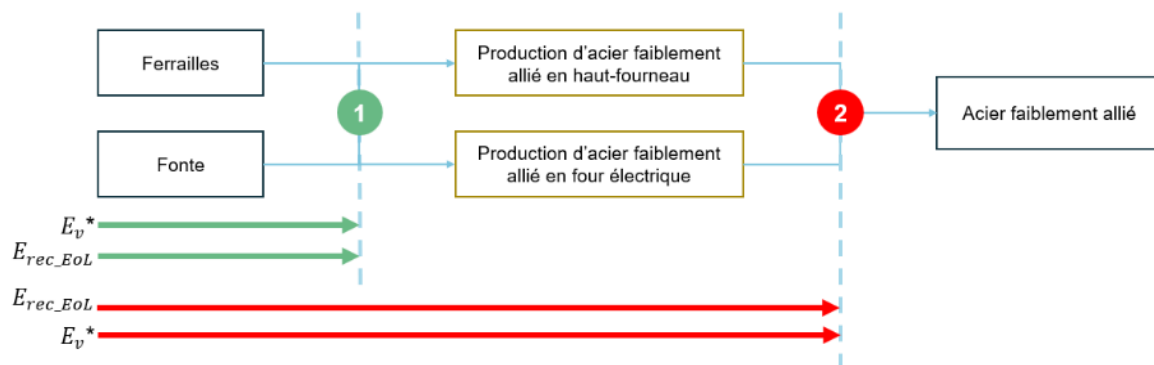


Figure 16 : Différence des inventaires en fin de vie selon le point de substitution choisi

Cette analyse est valable dans le cas où les inventaires de matières vierges par rapport aux inventaires de matières recyclées sont dominants sur l'indicateur étudié.

Au point de substitution de niveau 2, deux approches sont possibles. L'approche World Steel cherche à reproduire un inventaire théorique à 100% vierge. Cela permet de se retrouver dans une situation « idéale » en appliquant la CFF avec des inventaires 100% vierge et 100% recyclée contrairement à l'Option 2.1 où l'inventaire d' E_v correspond à une matière majoritairement vierge. Une comparaison des impacts sur le changement climatique des deux inventaires est visible en Annexe 1.

Cependant, cet inventaire théorique entraîne un éloignement de la réalité physique de la filière. Se pose alors la question dans la formule CFF de la fin de vie, doit-on prendre pour E_v^* l'inventaire construit en E_v ? Ce n'est pas ce que nous conseillons car cela signifierait que les impacts d'une production qui n'existe pas et qui potentiellement est plus impactante sont évités en fin de vie. L'Option 2.1 (sub n2_HF) est donc recommandée bien que l'utilisation d'inventaire majoritairement vierge ou recyclée restreigne l'intervalle de définition de R1 et donc redéfinisse le paramètre R1 dans la formule qui ne correspond plus à la proportion de matière de l'intrant de production qui a été recyclée à partir d'un précédent système. On pourrait alors imaginer une formule corrective de R1 dans la formule CFF à partir des contenus en recyclé des inventaires vierge et recyclée et du contenu en recyclé collecté par le commanditaire de l'étude.

• Définition des inventaires de manière prospective et utilisation

Comme précisé précédemment, les analyses de variations ont été réalisées uniquement pour l'application de la CFF selon l'option 2.1 (sub n2_HF). Les résultats sont présentés à la fois pour $R1 = 0,2$ et $R1 = 0,9$ afin de rendre compte des deux situations à savoir une majorité de matière vierge dans un cas et une majorité de matière recyclée dans l'autre.

Inventaires prospectifs en fin de vie

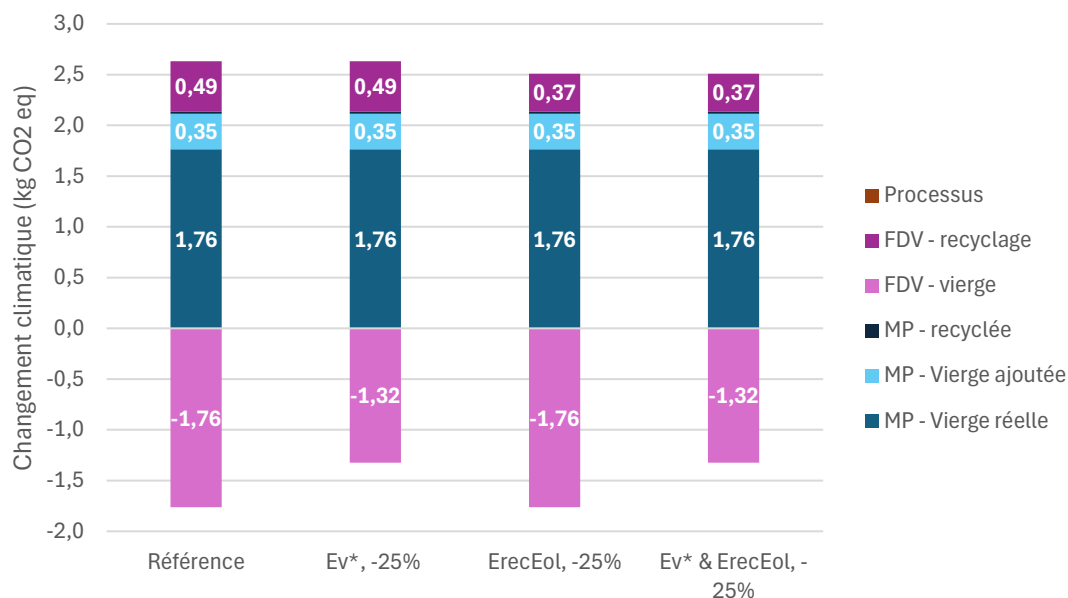


Figure 17 : Comparaison du scénario de référence avec des scénarios intégrant des inventaires prospectifs en fin de vie (réduction de -25%) pour $R1 = 0,2$

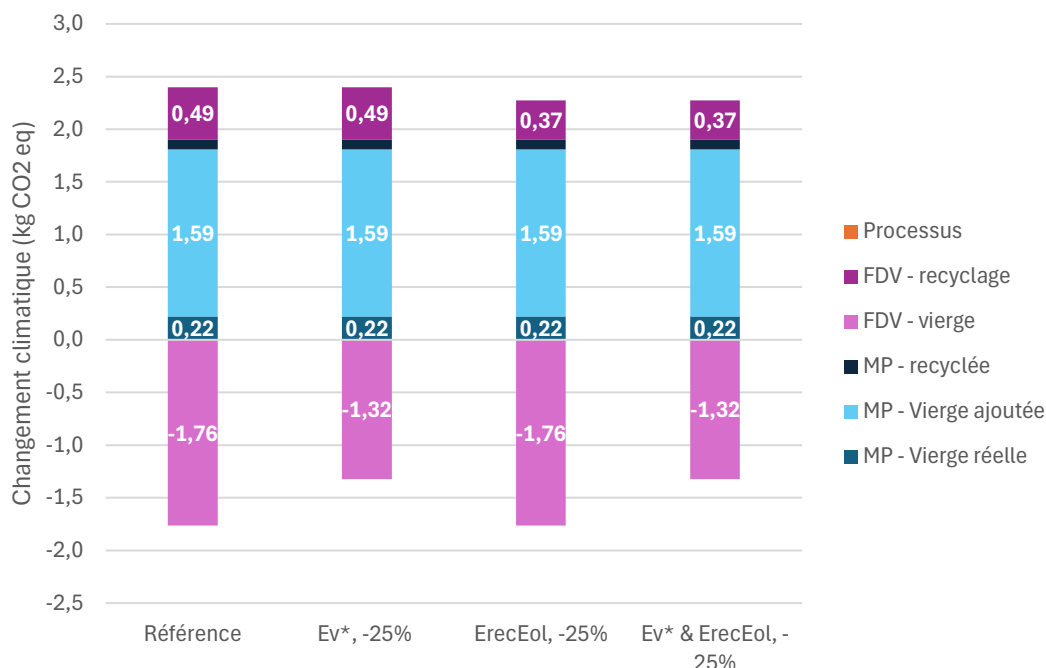


Figure 18 : Comparaison du scénario de référence avec des scénarios intégrant des inventaires prospectifs en fin de vie (réduction de 25%) pour $R1 = 0,9$

Un tableau récapitulant les valeurs absolues pour chacune des contributions de la Figure 18Figure 15 est fourni en Annexe 1 dans le Tableau 14.

La partie MP ne varie pas entre le scénario référence et les scénarios alternatifs. Les tendances sont similaires entre $R1=0,2$ et $R1 = 0,9$.

Lorsque l'on prend un inventaire prospectif de production de matière vierge substituée correspondant à une réduction de 25% de l'inventaire actuel, on remarque une diminution des bénéfices de la contribution 'FDV – vierge'.

Lorsque l'on prend un inventaire prospectif de recyclage en fin de vie ajoutée liée à l'utilisation de la matière recyclée dans un futur système correspondant à une réduction de 25% de l'inventaire actuel, on remarque une diminution des charges environnementales de la contribution 'FDV – recyclée'.

Les résultats des variations d'inventaire en fin de vie montrent qu'une fois de plus le rapport entre la contribution 'FDV – vierge' et 'FDV – recyclage' détermine la tendance globale de cette modification. Pour le cas d'études, la contribution 'FDV – vierge' est dominante sur 'FDV – recyclage' de fait la variation de cet inventaire détermine la tendance observée sur les résultats globaux. Une augmentation de l'impact ou plutôt réduction des bénéfices est observée pour les scénarios avec des inventaires prospectifs pour Ev^* (Ev^* , -25% | Ev^* & $Erec_eol$, -25%).

- **Définition d'un facteur A par matériau ou régionalisé**

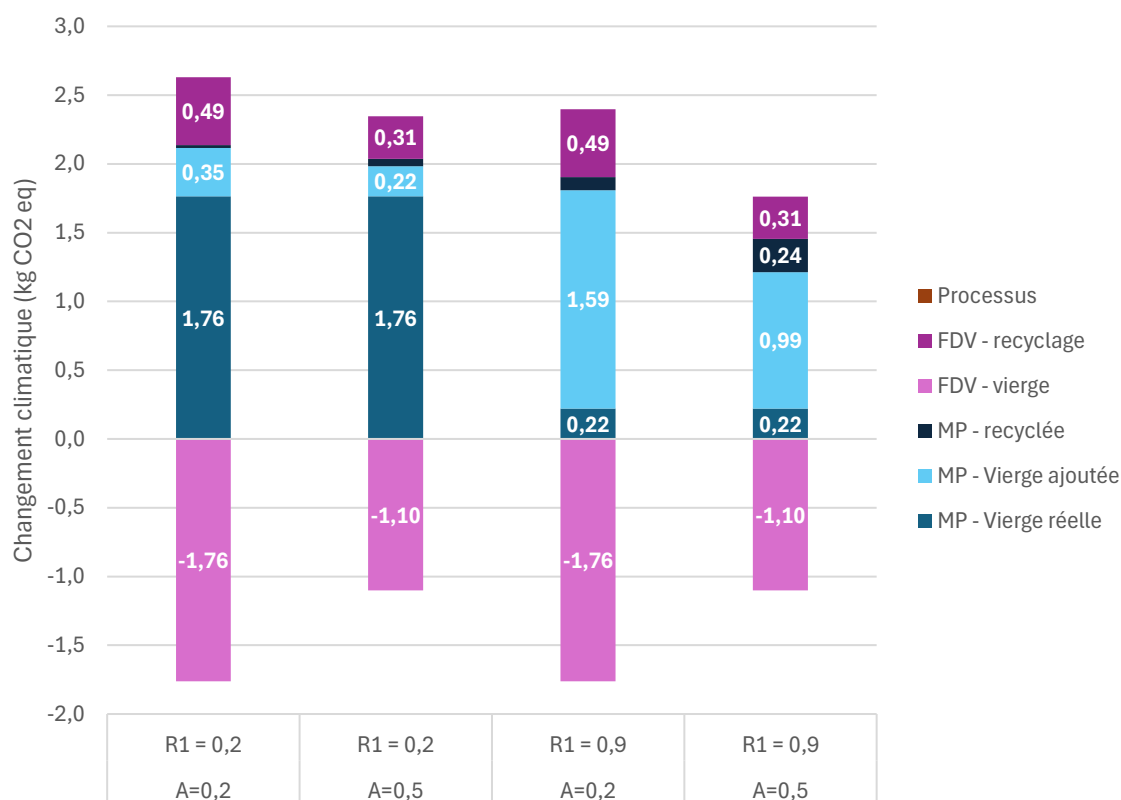


Figure 19 : Comparaison du scénario de référence $A=0,2$ au scénario pour $A=0,5$ pour $R1 = 0,2$ et $R1 = 0,9$ pour 1 kg d'acier faiblement allié sous forme de bille.

Un tableau récapitulant les valeurs absolues pour chacune des contributions de la Figure 19Figure 15 est fourni en Annexe 1 dans le Tableau 15.

Les parties MP et FDV sont toutes deux affectées par la variation de A car le paramètre intervient dans les deux parties de la formule CFF.

De manière générale, on remarque que le passage de la valeur de A de 0,2 à 0,5 entraîne une réduction des contributions (charges ou bénéfices) qui sont multipliées par ce paramètre ('MP – vierge ajoutée' et 'FDV- recyclage'). A l'inverse, les contributions 'MP – recyclée' et 'FDV – vierge' augmentent. En effet, ce changement de A implique un rééquilibrage de la répartition de l'impact entre le système à l'étude et les systèmes amont et aval. Ce rééquilibrage s'applique aux charges et aux bénéfices d'où la réduction de la taille de l'histogramme quel que soit le R1.

Les variations sur la partie 'MP' sont beaucoup moins significatives dans le cas où $R1=0,2$ car la contribution 'MP- vierge réelle' est prédominante et indépendante du paramètre A.

L'analyse de sensibilité sur la valeur du paramètre A montrent que les inventaires utilisés et leur contribution les uns par rapport aux autres déterminent les tendances des variations de paramètres en lien avec les formules de la CFF. Les interprétations sont donc spécifiques à chaque cas d'études. Les variations de résultats peuvent être significatives à l'image de la différence observée pour $R1=0,2$.

3.2. Polyamide

3.2.1. Contexte

Le cas d'étude sur le polyamide a été construit avec le support de Christophe Calais et Eléonore Moeller (Arkema). Le polyamide est un matériau utilisé entre autres dans le secteur de l'automobile ou dans l'industrie du textile et de l'habillement. Le polyamide est un polymère largement utilisé pour ses propriétés mécaniques, thermiques et chimiques. L'application de la CFF pour le polyamide est dans ce cas d'étude et de manière générale souvent justifiée.

Dans ce cas d'étude, nous cherchons à appliquer la CFF à 1 kg de polyamide injecté ayant un contenu recyclé de 25% (voire 35% si considération de pertes de procédé qui rentrent à nouveau dans le système comme matière recyclée). On peut imaginer que ce polyamide sera simplement injecté lors de sa mise en forme (pour former par la suite une semelle de chaussure par exemple) avant d'être recyclé à 75% lors du traitement en fin de vie des éléments désassemblés de la chaussure.

Les cas d'étude détaillés dans cette partie permettent de comparer des scénarios pour lesquels les pertes générées lors de la mise en forme sont réutilisées (parfois en boucle fermée, parfois recyclées). Ces cas d'étude ne présentent pas de scénarios pour lesquels les pertes sont jetées et non valorisées (non pertinent pour l'analyse voulue sur la notion de recyclage).

Périmètre : Du berceau à la porte de l'usine ("from cradle to gate") + fin de vie

Unité fonctionnelle : 1 kg de polyamide injecté.

En effet, le produit à l'étude est un produit intermédiaire au vu du périmètre considéré, c'est-à-dire qu'il n'a pas de fonction à proprement parlé en l'état mais que de futures transformations permettront de déterminer sa réelle fonction.

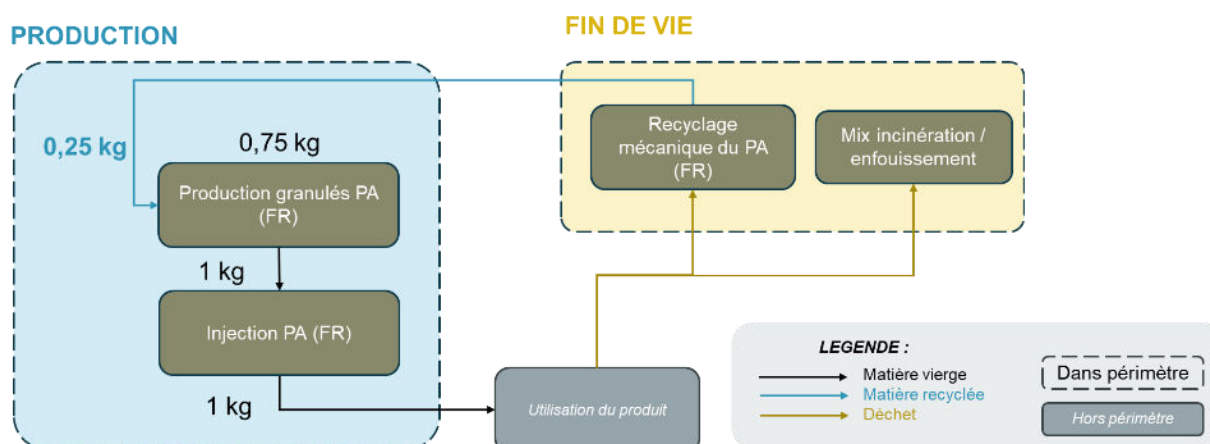


Figure 20 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté, scénario 0 de référence

Dans les cas d'étude ci-dessus et ci-après, $R2=0.75$, on considère donc que le produit en fin de vie post-consommateur est recyclé à hauteur de 75%. La part recyclée en fin de vie ($R2$) est donc supérieure à la part de matière réincorporée comme matière recyclée en entrée du système ($R1$, qui vaut 0% ou 25% selon les cas analysés). La différence $R2-R1$ correspond donc à une part de matière recyclée qui serait utilisée dans un ou des systèmes externes à celui analysé. Cela se traduira par un impact environnemental négatif dans les résultats en partie 3.2.3, c'est-à-dire une part de matière vierge substituée grâce à cette matière recyclée dans un ou des systèmes ultérieurs.

Il est à noter que pour un système donné, quand $R1=R2$ (que les paramètres Q_s/Q_p valent 1, et les inventaires $E_v=E_v^*$, $E_{rec}=E_{rec_endoflife}$), l'analyse équivaut à une méthodologie cut-off pour la part de recyclage. En d'autres termes, la somme des contributions liées au recyclage (E_{rec} ou E_{reco}) est égale à la contribution en recyclage lorsque l'on applique la méthodologie cut-off.

3.2.2. Application de la CFF et scénarios

La singularité creusée avec ce cas d'étude appliqué au PA est la considération du recyclage d'un déchet pré-consommateur. Lorsqu'une matière première est identifiée comme étant pré-consommateur (ou pre-consumer), elle n'est pas toujours considérée comme étant recyclée : la CFF n'est alors pas toujours applicable. C'est le cas de la matière régénérée = matériaux tels que ceux issus du retraitement, du rebroyage ou les résidus générés pendant un procédé donné et pouvant être récupérés [pour valorisation] au sein de ce même procédé qui les a générés.²⁸

→ Cf partie 1.4 sur la Terminologies – les différentes situations de recyclage pour plus de détails.

Scénario 1 – pertes pre-consumer régénérées

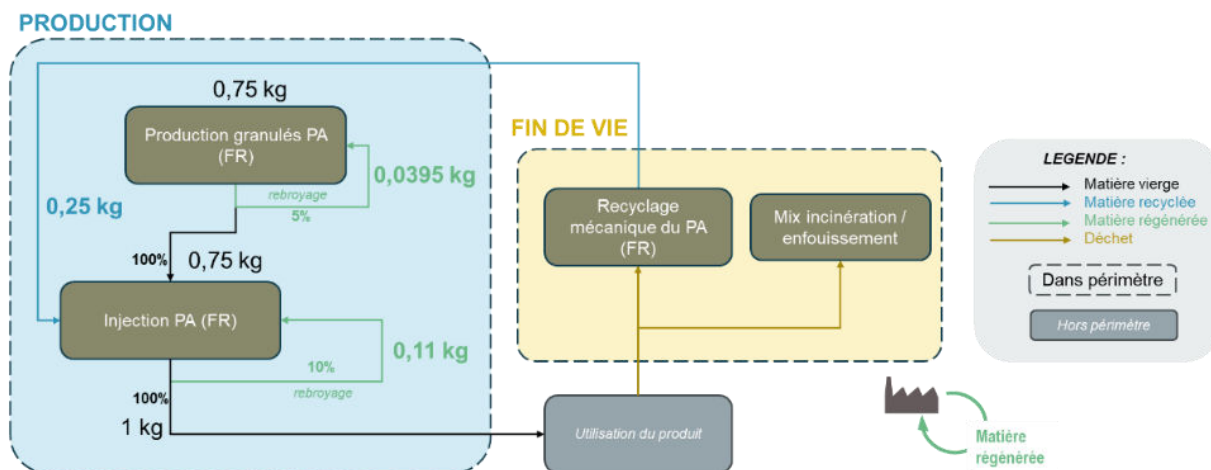


Figure 21 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 1, avec pertes pre-consumer régénérées

Dans l'exemple ci-dessus, on considère des pertes de production aux étapes de mise en forme des granulés et d'injection du PA, qui sont réintégrées en boucle fermée. Ces pertes sont donc réutilisées en entrées du procédé après simple rebroyage (on ne considère pas de recyclage).

→ Détail des masses considérées pour chaque matière et procédé en

²⁸ Norme ISO 14021 :2016

Annexe 2.1 : CFF – Cas d'étude du polyamide.

A retenir : Dans ce cas 1, les déchets générés lors des étapes de mise en forme sont régénérés et considérés non recyclés.

Scénario 2 – pertes pre-consumer recyclées

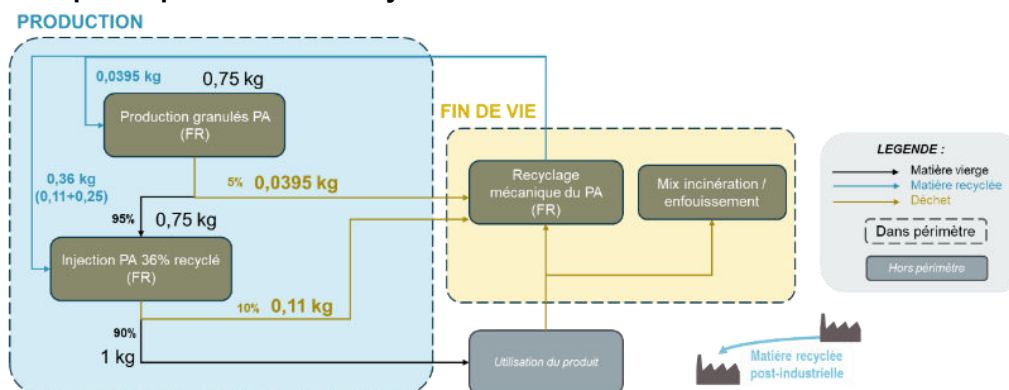


Figure 22 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 2, avec pertes pre-consumer recyclées et réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés

Dans l'exemple ci-dessus, les pertes de production aux étapes de mise en forme des granulés et d'injection du PA sont recyclées en fin de vie. Ces pertes partent donc pour recyclage en sortie de procédé, et rentrent de nouveau dans le système sous forme de matière recyclée (on considère du recyclage, et donc la CFF). La part de matière recyclée en entrée est donc supérieure à 25% : elle atteint dans le cas décrit ci-dessus les 36% (on ajoute à ces 25% les 5% de MP recyclées à la granulation et les 10% de MP recyclée à l'injection).

→ Détail des masses considérées pour chaque matière et procédé en

Annexe 2.1 : CFF – Cas d'étude du polyamide.

A retenir : Dans ce cas 2, les déchets générés lors des étapes de mise en forme sont considérés recyclés, et sont ensuite réintégrés en entrée des procédés (mise en forme granules et injection) comme matière recyclée.

Scénario 2.bis – pertes pre-consumer recyclées, non réintégrées en entrée des procédés

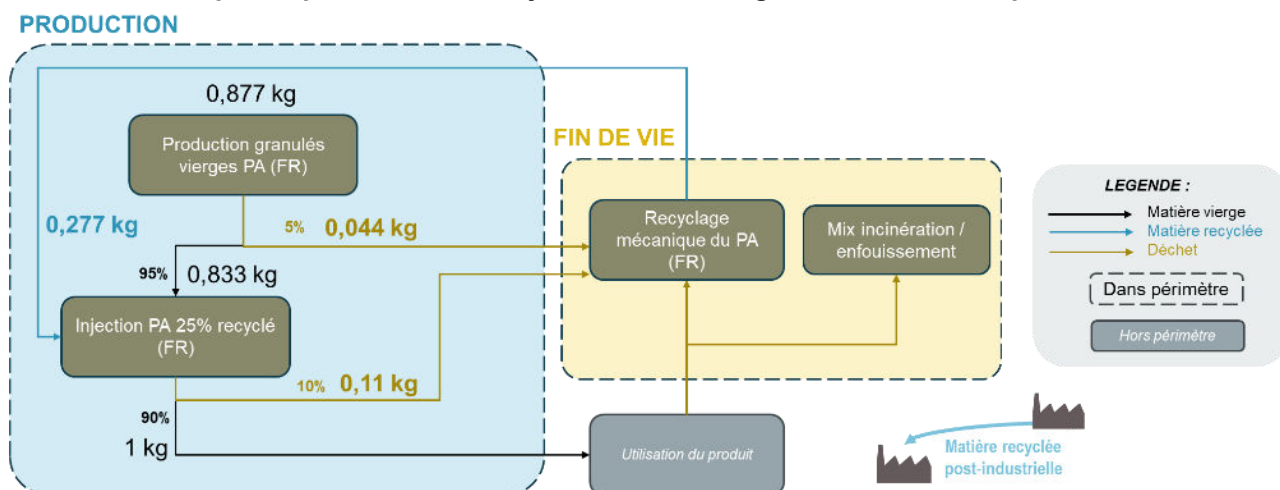


Figure 23 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 2.bis, avec pertes pre-consumer recyclées mais non réintégrées en matière recyclée en entrée des procédés

Dans l'exemple ci-dessus, les pertes de production aux étapes de mise en forme des granules et d'injection du PA, sont recyclées en fin de vie **mais non réintégrées** en entrées comme matière recyclée. Ces pertes partent donc pour recyclage en fin de vie, et un surplus de matière vierge est à considérer en entrée du procédé pour contrebalancer ces pertes. La matière PA contient alors 25% de recyclé (comme pour le scénario de référence et le scénario 1).

→ Détail des masses considérées pour chaque matière et procédé en

Annexe 2.1 : CFF – Cas d'étude du polyamide.

A retenir : Dans ce cas 2.bis, les déchets générés lors des étapes de mise en forme sont considérés recyclés.

L'ensemble des valeurs de paramètres par scénario est récapitulé dans le tableau ci-dessous :

	PA Scénario 0, 1, 2 et 2.bis
R1	0,25
A	0,5
QsQp	0,9
Ev	Nylon 6-6 {RER}
Erec	Proxy : Polyethylene, high density, granulate, recycled {FR} (géographie adaptée de la donnée {CH})*
R2	0,75
R3	0,1775
B	0
Ev*	Nylon 6-6 {RER}
Erec_eol	Proxy : Polyethylene, high density, granulate, recycled {FR} (géographie adaptée de la donnée {CH})**

**On considère que le procédé de recyclage du PEHD est similaire au procédé de recyclage du PA en l'absence d'inventaire spécifique au PA (consommations et émissions jugées similaires).

Pour l'ensemble des scénarios de ce cas d'étude, les paramètres sont identiques. Les différentes configurations ne diffèrent que dans la comptabilisation ou non de pertes de mise en forme, et dans la considération ou non d'un recyclage de ces pertes.

3.2.3. Résultats et interprétations

Les modèles construits pour le polyamide sur SimaPro 9.6 et avec la version 3.10 de la base de données ecoinvent permettent d'obtenir les résultats présentés dans cette section. Pour faciliter l'exploitation des résultats, seul l'indicateur d'impact sur le changement climatique en kg CO2 eq est conservé.

Bilan environnemental

Le scénario considéré comme cas 0 est le scénario de référence : soit une production de PA injecté sans pertes avec 25% de recyclé incorporé, et recyclé en fin de vie à hauteur de 75% via un procédé de recyclage mécanique. Les 25% restants sont répartis en incinération avec valorisation énergétique (17,75%) et enfouissement (7,25%).

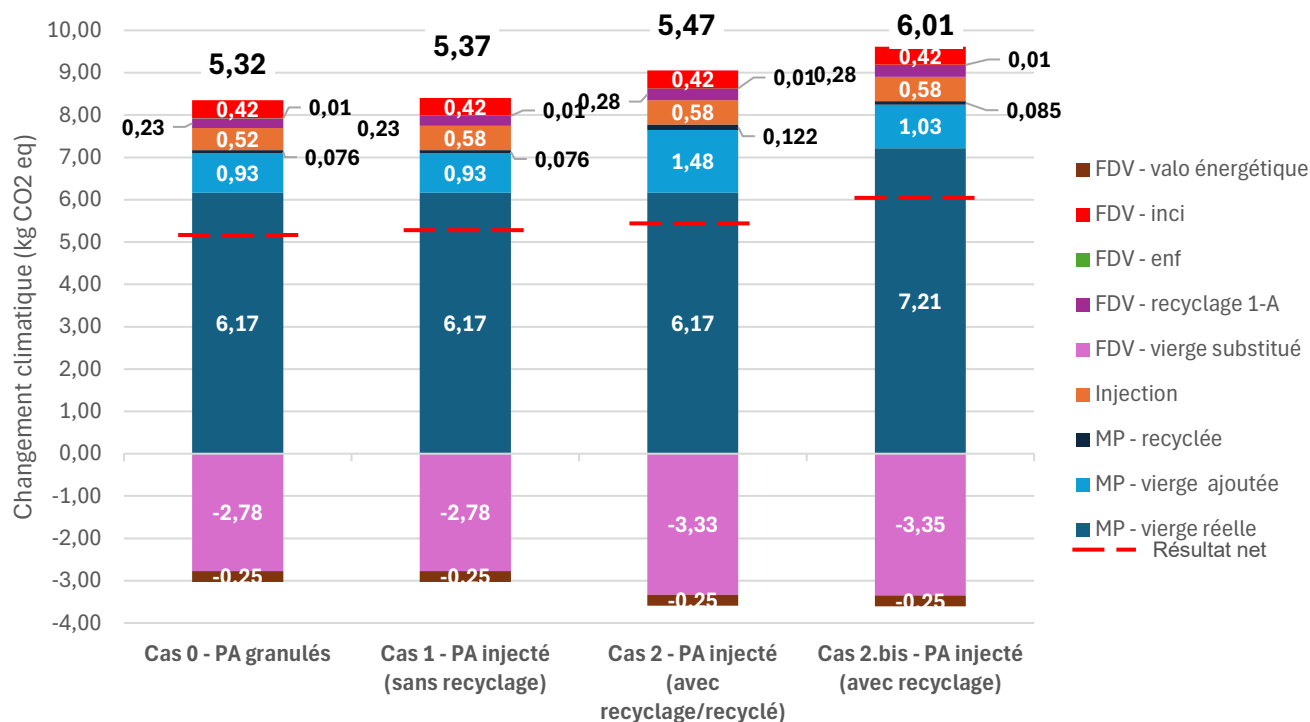


Figure 24 : Résultats cas d'étude Polyamide

	MP - virgée réelle	MP - virgée ajoutée	MP - recyclée	Injection	FDV - virgée	FDV - recyclage	FDV - enf	FDV - inci	FDV - valo énergie	Total
Cas 0 - PA injecté sans pertes	6,17	0,93	0,076	0,52	-2,78	0,23	0,01	0,42	-0,25	5,32
Cas 1 - PA injecté (pertes régénérées)	6,17	0,93	0,076	0,58	-2,78	0,23	0,01	0,42	-0,25	5,37
Cas 2 - PA injecté (pertes recyclage/recyclé)	6,17	1,48	0,122	0,58	-3,33	0,28	0,01	0,42	-0,25	5,47
Cas 2.bis - PA injecté (pertes recyclage/sans recyclé)	7,21	1,03	0,085	0,58	-3,35	0,28	0,01	0,42	-0,25	6,01

Figure 25 : Valeurs absolues par contribution en kg CO2 eq pour l'analyse des scénarios PA

La partie fin de vie du produit (1 kg de PA injecté en recyclage post consommateur) ne varie pas entre le scénario de référence et les scénarios alternatifs.

• Scénario 1

Lorsque l'on compare le **scénario 1** (PA injecté avec pertes régénérées) avec le scénario 0 de référence (PA injecté sans pertes) : la seule contribution qui évolue est l'**injection**.

En effet, pour le scénario 1, on considère une transformation de 1,11 kg de PA pour obtenir 1 kg en sortie (cf explication en partie 0 et détail sur les masses considérées en [Annexe 2](#)), alors que pour le scénario de référence aucune perte de matière n'est considérée. Etant donnée que les pertes sont considérées en boucle fermée comme de la matière « régénérée » (c'est-à-dire n'étant pas soumise à une retransformation préliminaire autre que du rebroyage avant réintégration dans le procédé), alors ces pertes sont prises en compte sans impact matière supplémentaire et sans recyclage.

• Scénario 2

Lorsque l'on compare le **scénario 2** (PA injecté avec pertes recyclées et réintégrées en entrée de procédé) avec le scénario 1 : on considère cette fois-ci que les pertes sont recyclées et réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés de mise en forme. Le contenu en recyclé passe alors de 25% à 36%.

Les contributions du scénario 2 évoluent, liés à l'utilisation de la CFF pour les pertes :

- **La matière vierge ajoutée** génère 0,55 kg CO₂ eq d'impact en plus que pour le scénario 1. En effet, comme les pertes à la mise en forme des granulés et à l'injection sont réintégrées et considérées en tant que matière recyclée (car subissent un recyclage avant réintégration), elles sont soumises à la CFF. On considère alors au global davantage de matière vierge « fictive » (liée au facteur A). Il sera donc également considéré davantage d'impact du **procédé de recyclage** (proportionnellement au facteur A) : +0,04 kg CO₂ eq pour le terme 'MP recyclée'
- **La matière vierge substituée en fin de vie** génère 0,55 kg CO₂ eq d'impact en moins que pour le scénario 1. En effet, comme les pertes sont envoyées pour recyclage en fin de vie, elles sont soumises à la CFF. On considère alors au global davantage de matière recyclée en fin de vie, donc plus de matière vierge substituée. Il sera donc également considéré davantage d'impact lié au **recyclage en fin de vie** lié au terme (1-A) : +0,05 kg CO₂ eq pour le terme 'FDV recyclage'.

Au global on observe que l'écart d'impact entre le scénario 1 et 2.bis, est **uniquement lié au procédé de recyclage** considéré en plus grande quantité (soit les termes 'MP – recyclage' et 'Fin de vie – recyclage'). En effet, en sommant les écarts d'impact sur la matière vierge ajoutée et la matière vierge substituée en fin de vie pour les pertes, le bilan est nul (car on considère sur cette quantité de matière perdue $R1=R2=1$: 100% de recyclage des pertes en fin de vie et 100% de recyclé incorporé pour la matière réintégrée pour compenser les pertes).

• Scénario 2.bis

Lorsque l'on compare le **scénario 2.bis** (PA injecté avec pertes recyclées mais non réintégrées en entrée de procédé) avec le scénario 1 : on considère cette fois-ci que les pertes sont recyclées en fin de vie, mais ne sont pas réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés de mise en forme. Ainsi, une quantité de matière vierge supplémentaire est considérée en entrée des procédés pour contrebalancer les fuites de matière en tant que pertes.

Les contributions du scénario 2.bis évoluent, liés à l'utilisation de la CFF pour les pertes :

- **La matière vierge ajoutée** génère légèrement plus d'impact, car en considérant 25% de recyclé incorporé en entrée de l'injection, on ne considère plus 0,25 kg comme pour le scénario de référence mais 0,277 kg (25% de 1,11kg entrant à l'injection).
- Même tendance pour **le procédé de recyclage associée à la matière recyclée** (proportionnel au facteur A)
- **La matière vierge substituée en fin de vie** génère 0,57 kg CO₂ eq en plus que pour le scénario 1. En effet, comme les pertes sont envoyées pour recyclage en fin de vie, elles sont soumises à la CFF. On considère alors au global davantage de matière recyclée en fin de vie, donc plus de matière vierge substituée. Ce scénario 2.bis génère 0,02kg CO₂ eq en plus que pour le scénario 2, car on considère légèrement plus de quantité de matière à la granulation pour contrebalancer les pertes à l'injection (cf schéma en partie 0).
- Même tendance pour le **recyclage en fin de vie** lié au terme (1-A)

Au global, on observe que l'écart d'impact entre le scénario 1 et 2.bis est lié à la fois : à l'augmentation de matière vierge en entrée pour contrebalancer les pertes, au recyclage en fin de vie des pertes selon la CFF, et au surplus d'impact matière recyclée lié à la CFF en entrée d'injection (pour rester à 25% de recyclé incorporé, on appelle davantage de matière recyclée qu'au scénario 1).

Bilan massique

Si on réitère l'exercice, cette fois-ci en travaillant sur les bilans massiques (prenant en compte les paramètres de la CFF : ces bilans massiques ne sont donc pas représentatifs de la réalité physique), on obtient les valeurs suivantes :

	Scénario 0		Scénario 1		Scénario 2		Scénario 2.bis	
Qtité vierge (Ev)	0,75 kg	=0,412	0,863 kg	= 0,525	0,930 kg	= 0,525	1,002 kg	= 0,595
Qtité vierge substitué (Ev*)	-0,338 kg		-0,338 kg		-0,406 kg		-0,407 kg	
Qtité recyclage (Erec)	0,375 kg		0,500 kg		0,651 kg		0,591 kg	

Figure 26 : Bilan massique matières pour les scénarios appliqués au PA

Partie 2 :			Partie 8 : PA vierge			Partie 9 : PA recyclé		
Partie 6 :	Partie 7 :		Partie 17 :	0,750		Partie 18 :	0,113	
Partie 15 : Scénario 1 (pertes régénérées)	Partie 16 : Qtité vierge		Partie 25 :			Partie 26 :		
	Partie 24 : Qtité vierge substitué		Partie 32 :			Partie 33 :	0,125	
	Partie 31 : Qtité recyclé		Partie 40 :			Partie 41 :		
	Partie 39 : Total		Partie 49 :	0,750		Partie 50 :	0,180	
Partie 47 : Scénario 2.bis (pertes recyclées et réintégrées)	Partie 48 : Qtité vierge		Partie 57 :			Partie 58 :		
	Partie 56 : Qtité vierge substitué		Partie 64 :			Partie 65 :	0,200	
	Partie 63 : Qtité recyclage		Partie 72 :			Partie 73 :		
	Partie 71 : Total		Partie 81 :	0,877		Partie 82 :	0,125	
Partie 79 : Scénario 2 (pertes recyclées non réintégrées)	Partie 80 : Qtité vierge		Partie 89 :			Partie 90 :		
	Partie 88 : Qtité vierge substitué		Partie 96 :			Partie 97 :	0,139	
	Partie 95 : Qtité recyclage		Partie 104 :			Partie 105 :		
	Partie 103 : Total							

Bilan massique PA (matière et recyclage)



Figure 27 : Bilan massique des 3 scénarios PA avec pertes (avec ou sans considération de recyclage)

On observe donc bien les mêmes tendances que précédemment : soit une quantité de vierge total égale entre les scénarios **1 et 2** lorsque l'on somme la quantité en **positif** (vierge réellement contenu) et en **néгатif** (vierge substitué). Au global on consomme donc autant de matière : dans le premier cas (1), elle est réintégrée en boucle fermée, et dans l'autre (2) elle est recyclée, l'écart restant provient de la considération d'une quantité supérieure de **recyclage**.

3.3. Cobalt

3.3.1. Contexte

Le cas d'étude sur le cobalt a été construit avec le support d'Elodie Gaouyat et Clémence Siret (Total Energie). Le cobalt est un matériau utilisé entre autres dans le secteur de l'automobile et plus précisément dans les batteries lithium-ion (Li-ion). Le cobalt est un métal largement utilisé dans les batteries pour sa densité énergétique et sa stabilité thermique, et il s'avère être recyclable après démantèlement des batteries de véhicules électriques. L'application de la CFF pour le cobalt est dans ce cas d'étude et de manière générale souvent justifiée.

Dans ce cas d'étude, nous cherchons à appliquer la CFF à 1 kg de cobalt ayant un contenu recyclé de 16% à 26% (selon les échéances sur le contenu en recyclé obligatoire selon la Battery regulation²⁹). On peut imaginer que ce cobalt sera simplement utilisé sans transformation spécifique (les étapes de production de la batterie, ainsi que son démantèlement sont exclues de l'étude), avant d'être recyclé à 68%³² lors du traitement en fin de vie via une transformation préliminaire en black-mass de la partie concernée de la batterie démantelée.

Périmètre : Du berceau à la porte de l'usine ("from cradle to gate") + fin de vie

Unité fonctionnelle : 1 kg de cobalt non transformé

En effet, le produit à l'étude est un produit intermédiaire au vu du périmètre considéré, c'est-à-dire qu'il n'a pas de fonction à proprement parlé en l'état mais que de futures transformations permettront de déterminer sa réelle fonction.

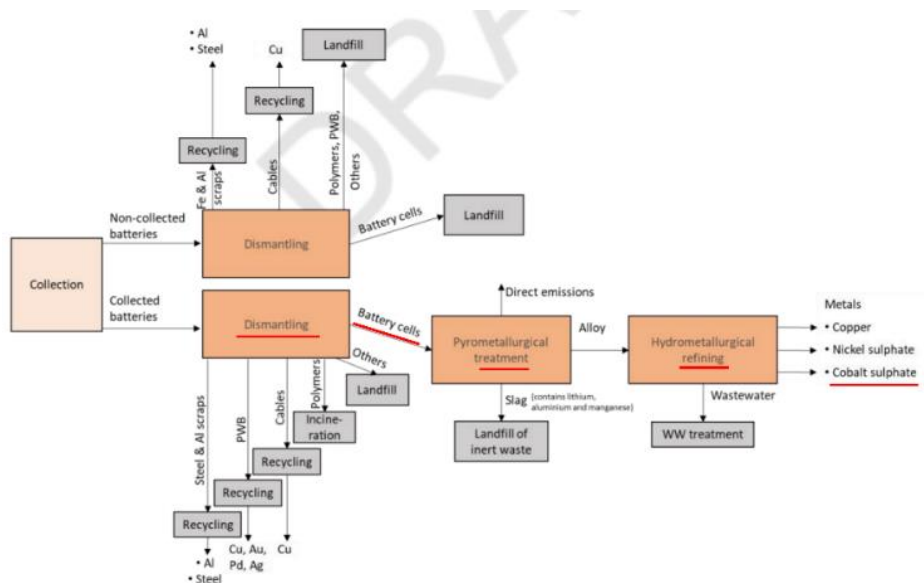
Procédé de recyclage

Le procédé de recyclage du cobalt issu de batterie Li-ion se déroule en plusieurs étapes : la collecte de la batterie, le démantèlement des éléments de la batterie, la séparation et le pré-traitement permettant d'extraire la black-mass, la pyrométallurgie et/ou l'hydrométallurgie pour la purification des métaux, puis l'affinage (facultatif) pour atteindre une pureté suffisante.³⁰

Un document développé par le JRC³² précise comment considérer les étapes de fin de vie d'une batterie. Ce document servira de base pour la modélisation de la fin de vie du cobalt pour ce cas d'étude.

²⁹ European Commission, 2023. Battery regulation 2023/1542, disponible sur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32023R1542>

³⁰ Veolia, « Recyclage des batteries des voitures électriques », article du site internet disponible sur : <https://www.veolia.com/fr/solutions/recyclage-batteries-voitures-electriques>



Source: JRC

Figure 28 : Schéma du traitement pour fin de vie d'une batterie³²

Avec les données à disposition (via ecoinvent et les données issues d'un projet ScoreLCA³¹), les scénarios et modélisations considérées prennent en compte les étapes suivantes (cf éléments soulignés en rouge dans la Figure 28) :

- Séparation et pré-traitement de la black-mass (inclus dans les étapes de démantèlement dans la Figure 28)
- Pyrométallurgie et hydrométallurgie pour l'extraction des métaux

La collecte, le démantèlement des composants de la batterie et l'affinage ne sont pas intégrés dans le périmètre de ce cas d'étude. Ces exclusions sont justifiées par le périmètre défini dans le document de la JRC : cf Figure 28 et les explications mentionnant « *The impacts of collecting and dismantling the waste batteries shall not be included in the model* ».³²

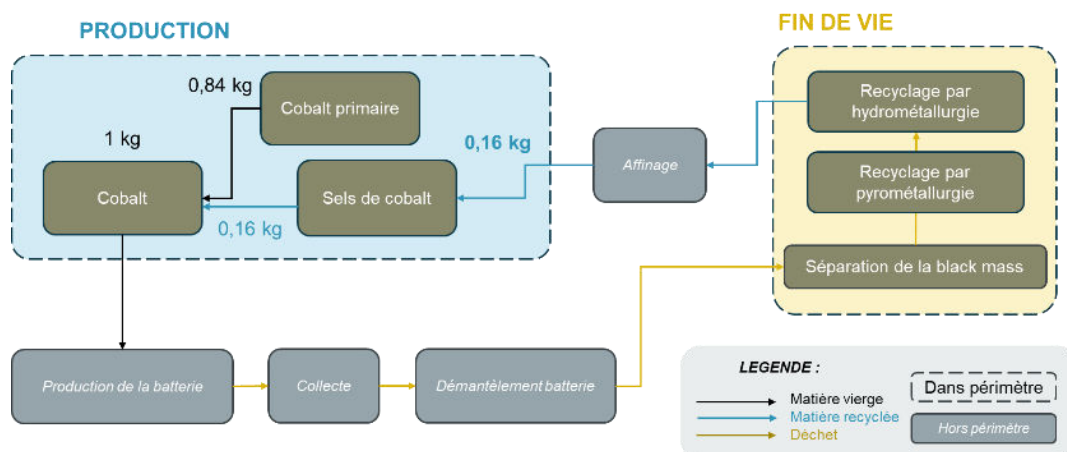


Figure 29 : Périmètre du cas d'étude cobalt de référence

³¹ WeLoop pour ScoreLCA, 2024. Development of LCIs for LIB recycling processes & follow up projects, projet ScoreLCA n°2020-04

3.3.2. Application de la CFF et scénarios

• Modélisation de la fin de vie d'une batterie, et prise en compte de la CFF

Pour considérer la fin de vie de la batterie, le document du JRC pour le calcul de l'empreinte carbone des batteries de véhicules électriques³² est utilisé.

En ne considérant donc que les étapes à partir de l'extraction de la black-mass, les calculs suivants sont nécessaires :

- Recyclage des cellules : impacts et crédits liés à la production de matières secondaires issues du recyclage des cellules de batterie (à calculer pour le cuivre, le sulfate de nickel et le sulfate de cobalt dans la phase « fin de vie » par défaut du cycle de vie) :

$$R_{coll} \times \left((1 - A_{Battery}) \times E_{recEoL_Battery} \right) + R_{coll} \times \sum_{Mat} \left((1 - A_{Mat}) \times R_{rec,c_Mat} \times \left(E_{recEoL_Mat} - E_{V_Mat}^* \times \frac{Q_{Sout_Mat}}{Q_{P_Mat}} \right) \right)$$

- Enfouissement : impacts pour l'enfouissement des matériaux n'étant pas recyclés (pour les batteries non collectées, et pour la part de non-recyclage des batteries correctement collectées) :

PWB, polymers, battery cell, and other materials not-being recycled from the dismantling of the non-properly collected battery waste

$$(1 - R_{coll}) \times \sum_{Mat} (1 - R_{rec,nc_Mat} \times E_{D_Mat})$$

Other materials not-being recycled from the dismantling of the properly collected battery waste

$$R_{coll} \times \sum_{Mat} (1 - R_{rec,c_Mat} \times E_{D_Mat})$$

Avec les paramètres suivants³² :

- R_{coll} : = R2, ce taux représente le taux de collecte de la batterie pour démantèlement et recyclage, défini à 0,68 pour les batteries de véhicules électriques
- $A_{battery}$: facteur d'allocation pour la batterie, dont la valeur est définie à 0,2
- $E_{rec_EoL_battery}$: émissions spécifiques et ressources consommées résultant du recyclage des cellules de batterie (ie les procédés de préparation de la black-mass, la pyrométallurgie et l'hydrométallurgie)
- Paramètre « Mat » : même définitions que précédemment, par matériau, avec les facteurs A , R_{rec} (étant les rendements des procédés de recyclage) Q_{sout}/Q_p étant définis dans un tableau du document JRC
- E_{D_Mat} : émissions spécifiques et ressources consommées résultant de l'élimination des déchets à la fin du cycle de vie du produit analysé, sans récupération d'énergie

Il est à noter que le terme E_{recEoL_Mat} est à 0 « pour tous les matériaux qui sortent du processus de recyclage des cellules de batterie en tant que produit final, c'est-à-dire qui remplacent directement le produit primaire équivalent, tel que le sulfate de cobalt ou le sulfate de nickel. »³²

• Variation des paramètres

Un des objectifs du cas d'étude cobalt est d'observer les variations occasionnées par des modifications de la CFF ou de valeurs de paramètres de celle-ci. Un scénario de référence est alors défini pour pouvoir quantifier les variations de scénario alternatifs. Pour ce scénario de référence, nous avons fait le choix de conserver l'application de la CFF comme décrite ci-dessus en parties 3.3.1 et 0. L'ensemble des valeurs de paramètres par scénario est récapitulé dans le tableau ci-dessous :

³² JRC, 2023. Rules for the calculation of the Carbon Footprint of Electric Vehicle Batteries (CFBEV), disponible sur https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/battery/GRB-CBF_CarbonFootprintRules-EV_June_2023.pdf

	Cobalt Scénario 1 Reference	Cobalt Scénario 2 Contenu recyclé 2036	Cobalt Scénario 3 Variation Aout
R1	0,16	0,26	0,16
A	0,2	0,2	Ain=0,2 Aout=0,5
QsQp	0,8		
Ev	Cobalt sulfate {RoW}		
Erec	Données projet ScoreLCA ³¹ pour séparation de la black-mass, pyrométallurgie et hydrométallurgie		
R2	0,68		
R3	0		
B	0		
Ev*	Cobalt sulfate {RoW}		
Erec_eol	Données projet ScoreLCA ³¹ pour séparation de la black-mass, pyrométallurgie et hydrométallurgie		

Figure 30 : Récapitulatif des valeurs des paramètres de la CFF pour chacun des scénarios du cas d'étude cobalt.

3.3.3. Résultats et interprétations

Les modèles construits pour le cobalt sur SimaPro 9.6 et avec la version 3.8 de la base de données ecoinvent permettent d'obtenir les résultats présentés dans cette section. La méthode EF 3.0 a été utilisée. Certaines données spécifiques relatives aux procédés de séparation et pré-traitement de la black mass, de pyrométallurgie et d'hydrométallurgie, ont été récupérées de datasets réalisés avec ecoinvent 3.8. Pour rester homogène, la dernière version ecoinvent (3.10) caractérisée avec la dernière version de la méthode EF (3.1) n'ont donc pas été utilisées.

Pour faciliter l'exploitation des résultats, seul l'indicateur d'impact sur le changement climatique en kg CO2 eq est conservé.

- **Variation du paramètre R1**

Ce premier graphique (Figure 31) compare différentes applications de la CFF selon R1 = 0,16 et R1=0,26. Ces valeurs traduisent le pourcentage minimal en contenu recyclé pour le cobalt à atteindre selon la Battery regulation, respectivement pour les années 2031 et 2036²⁹.

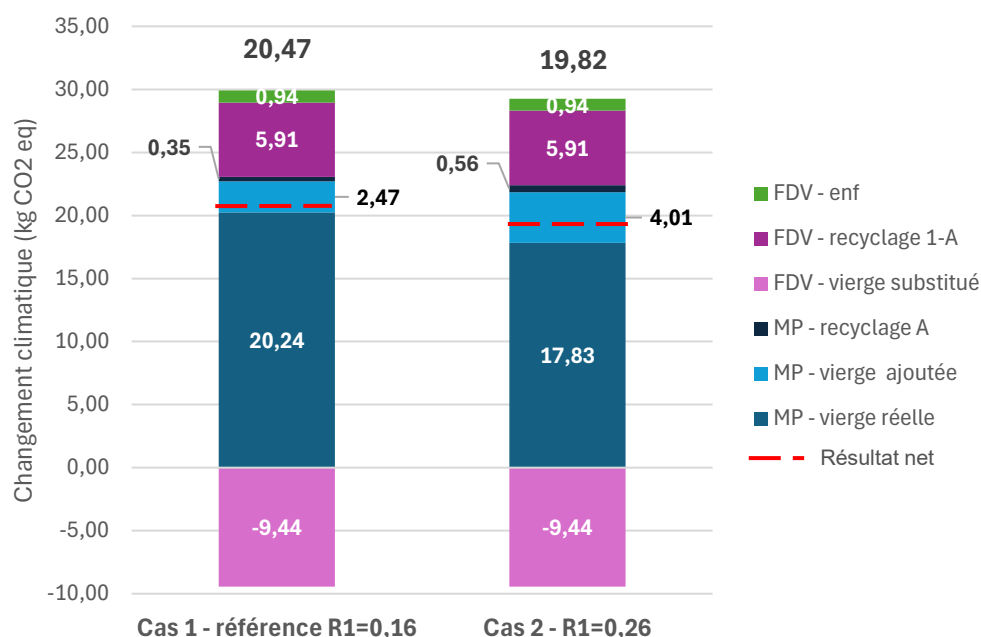


Figure 31 : Comparaison d'un scénario R1=0,26 avec une référence R1=0,16

	MP - Vierge réelle	MP - Vierge ajoutée	MP - recyclage A	FDV - vierge substitué	FDV - recyclage 1-A	Total
Cas 1 Référence R1=0,16	20,24	2,47	0,35	-9,44	5,91	20,47
Cas 2 2036 R1=0,26	17,83	4,01	0,56	-9,44	5,91	19,82

Figure 32 : Valeurs absolues par contribution en kg CO2 eq pour l'analyse de la variation des R1 \$

La partie 'fin de vie' ne varie pas entre le scénario de référence et le scénario alternatif.

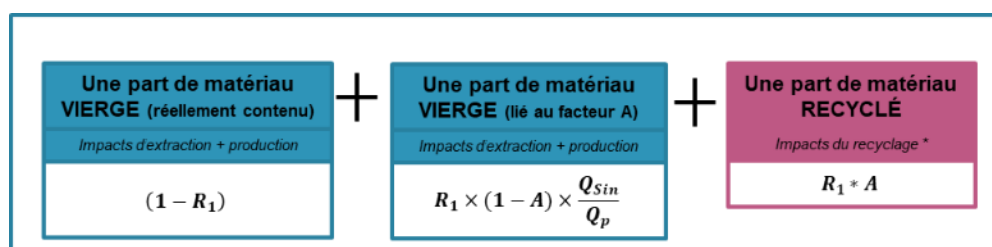
Lorsque l'on considère un contenu en cobalt recyclé supérieur de 10% par rapport à l'inventaire de référence, on remarque une diminution des impacts des contributions 'MP – vierge' (réellement contenue et ajoutée), et une légère augmentation de 'MP – recyclage'.

La contribution à l'impact des étapes matière première (MP vierge réelle, MP vierge ajoutée et MP recyclage) sur le scénario alternatif (R1=0,26 pour 2036) **diminue de 3%** par rapport au scénario de référence (R1=0,16).

Cela passe par :

- Une **diminution de contribution du vierge total** (réel + fictif) de 0,87kg CO2 eq entre le scénario de référence et alternatif (12% de diminution d'impact du vierge réellement contenu, et 63% d'augmentation d'impact du vierge ajouté)
- Une **augmentation l'impact du recyclage** de 0,21kg CO2 eq (sur une valeur absolue relativement faible, car dépendante du terme $R_1 \times A$ pour R1=0,16 puis 0,26 et A=0,2).

Pour rappel, impact de la matière selon la CFF correspond à :



La faible variation de résultats en changement climatique (3% d'écart sur les contributions matières), s'explique par le facteur A : on considère certes moins de MP vierge réellement contenue, mais on considère davantage de MP vierge ajoutée (terme proportionnel à $1-A$), et de MP recyclage (proportionnel à A).

• Variation $A_{in} \neq A_{out}$

Ce graphique (Figure 33) compare différentes applications de la CFF pour $A_{in}=A_{out}=0,2$ (scénario de référence) et $A_{in}=0,2$ $A_{out}=0,5$ (scénario 3). Cette variation a pour but de présenter l'influence sur les résultats d'un A_{out} différent du A_{in} .

Un A_{out} différent du A_{in} aurait par exemple du sens si on considère que la fin de vie du produit à l'étude ne suit plus les mêmes tendances marché qu'actuellement. Ici, on considérerait donc que la fin de vie d'une batterie, par exemple dans 20 ans, pourrait être orientée vers un marché pour lequel l'offre et la demande de batterie recyclée seraient à l'équilibre ($A_{out}=0,5$).

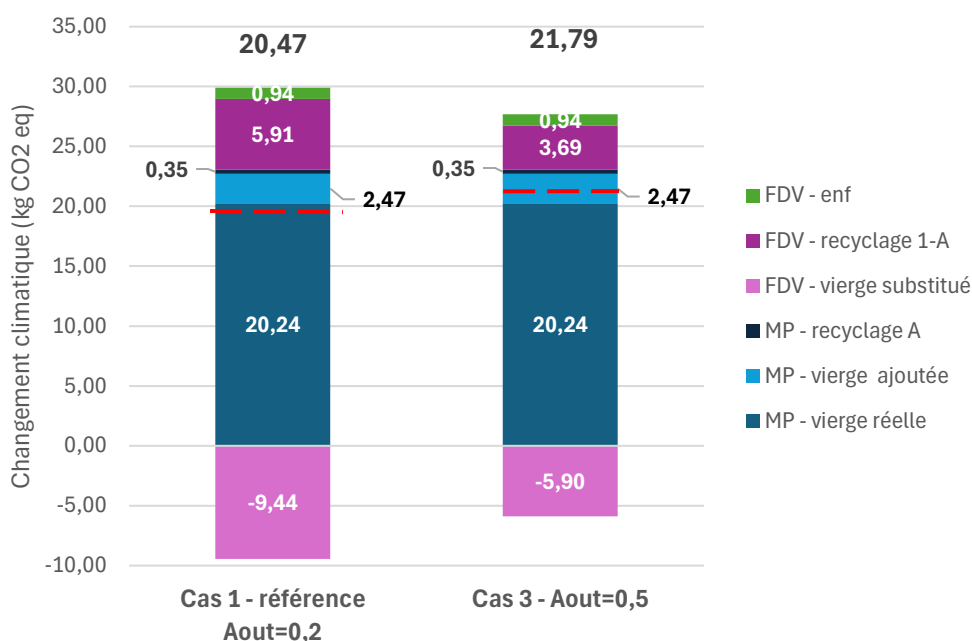


Figure 33 : Comparaison d'un scénario $A_{out}=0,5$ avec une référence $A_{out}=0,2$

La partie matière première (MP vierge et recyclage) ne varie pas entre le scénario de référence et le scénario alternatif.

Lorsque l'on considère un A supérieur par rapport à l'inventaire de référence, on remarque une augmentation des impacts au global. En effet, les contributions 'FDV – vierge substitué' et 'FDV – recyclage' évoluent.

Cela passe par :

- **La matière vierge substituée** génère 3,54 kg CO₂ eq d'impact en plus que pour le scénario 1. En effet, comme le facteur A évolue à la hausse, on considère moins de matière substituée. Avec $A=0,2$ (scénario 1), on favorise le recyclage en fin de vie en comptabilisant davantage de matière vierge substituée ($-E_v \times (1-A)$ [...])
- **Le recyclage en fin de vie** génère 2,22 kg CO₂ eq d'impact en moins que pour le scénario 1. En effet, comme le facteur A évolue à la hausse, on considère plus de procédé de recyclage ($E_{rec_Eol} \times (1-A)$ [...])

Au global on observe que l'écart d'impact entre le scénario 1 et 2.bis, est **drivé par le vierge substitué** considéré en plus faible quantité (et donc plus impactant). L'impact du vierge étant plus important que l'impact du procédé de recyclage, les écarts en lien avec un A_{out} augmentant sont en défaveur de la fin de vie.

Limites de la considération d'un $A_{in} \neq A_{out}$:

En considérant des valeurs du facteur A différentes en entrée (matière première) et en sortie (fin de vie), une part d'impact réel est double comptée ou omise (selon si A_{in} est inférieur ou supérieur à A_{out}), si on considère le système isolé des systèmes antérieurs et ultérieurs. La formule complète de la CFF n'est alors plus équilibrée en bilan massique.

$$(1 - R_1) \times E_p + R_1 \times \left(A \times E_{Recycled} + \left(1 - A \right) \times \frac{Q_{Sin}}{Q_p} \times E_p \right) + R_2 \times \left((1 - A) \times E_{RecycledEoL} - \frac{Q_{Sout}}{Q_p} \times E_p^* \right)$$

Les termes en rouge et en jaune ne se compensent plus si $A_{in} \neq A_{out}$.

4. Recommandations

Pistes d'évolution	Acier	PA	Cobalt	Conclusions et recommandations prioritaires
Définition d'un facteur A par matériau ou régionalisé				Le facteur A est central et sa détermination entraîne de variations significatives sur les résultats. A doit rester dans le domaine d'application [0,2-0,8]. A pourrait être décliné par géographie ou selon différents horizons temporels si de fortes variations d'offre et de demande sont observées. A ne doit pas être décliné par secteur d'activité car ce sont les grades de matériaux qui se cachent derrière les secteurs. Le rapport entre l'offre et la demande est propre au matériau et non aux déclinaisons de ce matériau dans les chaînes de valeur propre aux différents secteurs.
Séparation du facteur A en deux facteurs A_{in} et A_{out} prenant en compte les différences de répartition du marché				Avec $A_{out} > A_{in}$ on comptabilise en fin de vie davantage de procédé de recyclage et moins de matière vierge substituée, l'impact en fin de vie est donc plus élevé (car plus A est grand plus on favorise l'utilisation et non l'offre de matière recyclée). Un A différent en entrée et en sortie induit un bilan massique global non représentatif de la réalité (des masses en plus ou en moins de la réalité si A_{out} est amené à évoluer). Ne changer A_{out} qu'en analyse de sensibilité complémentaire si pertinent, par défaut garder un $A_{out} = A_{in}$ À noter que cette piste est actuellement sérieusement explorée par le TAB travaillant sur les évolutions de la formule CFF.
Détermination du Ev^* différent de Ev				Dans certaines configurations, la matière vierge substituée grâce aux efforts de recyclage n'est pas la même que la matière vierge entrante : dissocier les données d'inventaire Ev^* de Ev est alors pertinent. Cela permet de considérer le réel impact substitué des matières recyclées (parfois surestimé si $Ev^*=Ev$)
Définition des inventaires de manière prospective et utilisation (inventaires, mix énergétique associé, ...)				Utilisation d'inventaires prospectifs permet une meilleure représentativité temporelle et technologique en particulier pour les produits à durée de vie longue. La difficulté réside dans la méthodologie de détermination de ces inventaires prospectifs.
Détermination de l'inventaire de donnée vierge et recyclée quand les matériaux vierge (0% recyclés) et 100% recyclés n'existent pas				Choix du point de substitution auquel appliquer la CFF Niveau 1 : - Pertinence méthodologique et respect de la réalité physique de la filière. - Expertise et données d'inventaire nécessaires Niveau 2 : - Utilisation de données d'inventaire existantes même si elles ne représentent pas une matière 100% vierge ou recyclée (sens du paramètre R1 dégradé) - Non utilisation de données d'inventaire fictives reconstituées afin d'avoir une meilleure lecture des

			résultats et d'éviter les incohérences avec la partie fin de vie Mise en œuvre plus accessible et disponibilité des inventaires
Définition du recyclage à cadrer			La considération d'un recyclage n'est pas systématique, la CFF ne s'applique que lorsqu'il y a recyclage.
Eclaircissement des flux à inclure dans le périmètre de la CFF (rebroyage, notion de PIR / PCR)			Lorsqu'un déchet est généré à l'étape de fabrication d'un produit, et qu'il est réintégré en entrée du procédé : - une matière recyclée est considérée si une étape intermédiaire de retransformation (recyclage) est nécessaire (sur le même site ou un site différent) = CFF - une matière régénérée est considérée si aucune étape de retransformation intermédiaire n'est nécessaire (à l'exception d'un simple rebroyage) = pas de CFF

Des compléments d'explication sur les recommandations formulées à la suite des cas d'étude sont disponibles en

Annexe 2.2 : CFF – Cas d'étude supplémentaire du polyamide

Scénario 3 – pertes pre-consumer recyclées

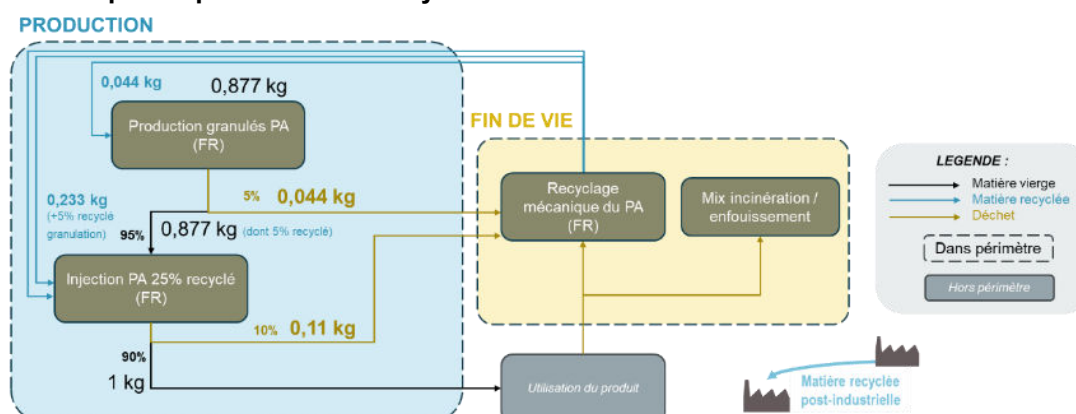


Figure 67 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 2, avec pertes pre-consumer recyclées et réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés

Dans l'exemple ci-dessus, les pertes de production aux étapes de mise en forme des granulés et d'injection du PA sont recyclées en fin de vie. Ces pertes partent donc pour recyclage en sortie de procédé, et rentrent de nouveau dans le système sous forme de matière recyclée (on considère du recyclage, et donc la CFF). La part de matière recyclée en entrée est donc de 25% en considérant une part de recyclé issu des 5% de MP recyclées à la granulation et des 10% de MP recyclée à l'injection).
→ Détail des masses considérées pour chaque matière et procédé en

Annexe 2.1 : CFF – Cas d'étude du polyamide.

A retenir : Dans ce cas 3, les déchets générés lors des étapes de mise en forme sont considérés recyclés, et sont ensuite réintégrés en entrée des procédés (mise en forme granules et injection) comme matière recyclée. La part de matière recyclée à ajouter est réduite pour atteindre les 25% de recyclé incorporé au total.

Scénario 3 – pertes pre-consumer recyclées

APour produire 1kg de PA injecté dans ce scénario, on considère :

- 0,923 kg de granulés sont mis en forme (0.877 kg + 0.046kg de pertes = 5%), on considère :
 - 0,877 kg de matière vierge (75% de la quantité rentrante en injection)

$$\frac{0.75}{0.9} / 0.95 = 0.877$$

- 0,046 kg de matière recyclée (pre-consumer selon la CFF avec R1=1) = pertes réintégrées comme matière recyclée

$$Qtité_{pertes\ mise\ en\ forme\ granulés} = 0.05 * \frac{0.877}{0.95} = 0.046$$

- 0,046 kg de recyclage en fin de vie (fin de vie pertes selon la CFF, R2=1)
- 0,923 kg de procédé mise en forme du granulé

$$Qtité_{procédé\ mise\ en\ forme\ granulés} = \frac{0.75}{0.9} / 0.95 + 0.05 * \frac{0.877}{0.95} = 0.923$$

- 1,11 kg de matière sous forme de granulés est injectée (10% pertes à l'injection) on considère :

- 0,877 kg de matière comme décrite ci-dessus (à 5% de recyclé, ie dont 0,044 kg recyclé)
- 0,11 kg de matière recyclée (pre-consumer selon la CFF avec R1=1) = pertes à l'injection réintégrées comme matière recyclée
- 0,123 kg de matière recyclée (PCR selon la CFF) pour atteindre 25% de PA recyclé en proportion comme pour le scénario de référence
- 0,11 kg de recyclage en fin de vie (selon la CFF, R2=1)
- 1,11 kg de procédé d'injection

Le surplus de matière régénérée à l'injection est reprocessé, donc pour 1kg en sortie on considère bien 10% d'impact d'injection en plus, soit 1,11kg

$$Qtité_{procédé\ injection} = \frac{1}{0.9} = 1.11$$

	MP - vierge réelle	MP - vierge ajoutée	MP - recyclée	Injection	FDV - vierge	FDV - recyclage	FDV - enf	FDV - inci	FDV - valo énergétique	Total
Cas 0 - PA granulés	6,17	0,93	0,076	0,52	-2,78	0,23	0,01	0,42	-0,25	5,32
Cas 1 - PA injecté (sans recyclage)	6,17	0,93	0,076	0,58	-2,78	0,23	0,01	0,42	-0,25	5,37
Cas 2 - PA injecté (avec recyclage/recyclé)	6,17	1,48	0,12	0,58	-3,33	0,28	0,01	0,42	-0,25	5,47
Cas 2.bis - PA injecté (avec recyclage)	7,21	1,03	0,085	0,58	-3,35	0,28	0,01	0,42	-0,25	6,01
Cas 3 - PA recyclé 25% pertes recyclées et réintégrées	7,21	1,04	0,09	0,58	-3,36	0,28	0,01	0,42	-0,25	6,01

Tableau 16 : Résultats d'impact par scénario, par étape du cycle de vie en changement climatique (kg CO2 eq)

- **Scénario 3**

Lorsque l'on compare le **scénario 3** (PA injecté avec pertes recyclées et réintégrées en entrée de procédé) avec le scénario 1 : on considère cette fois-ci que les pertes sont recyclées et réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés de mise en forme. Le contenu en recyclé du PA injecté reste de 25% (à contrario du scénario 2), car la considération de recyclé via les pertes réintégrées en entrée compense une partie de l'achat de matière recyclée externe.

Les contributions du scénario 3 évoluent, liés à l'utilisation de la CFF pour les pertes :

- **La matière vierge ajoutée** génère légèrement plus d'impact, car en considérant 25% de recyclé incorporé en entrée de l'injection, on ne considère plus 0,25 kg comme pour le scénario de référence mais 0,277 kg (25% de 1,11kg entrant à l'injection, réparti entre l'intégration des pertes recyclées granulation et injection, et la part de PCR acheté).
- Même tendance pour **le procédé de recyclage associée à la matière recyclée** (proportionnel au facteur A)
- **La matière vierge substituée en fin de vie** génère 0,58 kg CO2 eq en plus que pour le scénario 1. En effet, comme les pertes sont envoyées pour recyclage en fin de vie, elles sont soumises à la CFF. On considère alors au global davantage de matière recyclée en fin de vie, donc plus de matière vierge substituée. Ce scénario 3 génère 0,02kg CO2 eq en plus que pour le scénario 2, car on considère légèrement plus de quantité de matière à la granulation pour contrebalancer les pertes à l'injection (cf schéma en partie Q).
- Même tendance pour le **recyclage en fin de vie** lié au terme (1-A)

Au global, on observe que l'écart d'impact entre le scénario 1 et 3 est lié à la fois : à l'augmentation de matière vierge en entrée pour contrebalancer les pertes, au recyclage en fin de vie des pertes selon la CFF, et au surplus d'impact matière recyclée lié à la CFF en entrée d'injection (pour rester à 25% de recyclé incorporé, on appelle davantage de matière recyclée qu'au scénario 1).

Annexe 3 : CFF - Recommandations.

Recommandations d'application

La méthodologie de la CFF est à appliquer pour suivre le référentiel PEF en périmètre **cradle-to-grave**. Cette méthode permet de traduire des résultats d'impact pour un système donné, mais avec une réflexion globale multi-systémique. Ainsi, la CFF lorsqu'elle est utilisée, doit être considérée tout au long de la chaîne de valeur (pour tous les systèmes inclus dans le périmètre) pour que les résultats soient cohérents et homogènes.

En périmètre **cradle-to-gate**, le PEF recommande d'utiliser 2 valeurs pour le paramètre A³³:

- A=1 (équivalent à du cut-off) par défaut pour les calculs de profils PEF-compliant
- A spécifique précisé dans le PEFCR comme information technique additionnelle, ou pour créer des datasets EF-compliant

Pour les **bilans carbone**, la méthodologie recommandée est le cut-off (attention donc à l'exploitation des résultats en CO₂ eq avec la CFF, qui est une méthode propre à l'ACV).

³³ European Commission, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Disponible à l'adresse : https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf

Partie 2 : Normalisation et pondération

1. Etat de l'art et définitions

1.1. Principes généraux de normalisation / pondération

La **normalisation** et la **pondération** sont des étapes **optionnelles** de l'évaluation des impacts du cycle de vie, qui peuvent contribuer à une meilleure **interprétation** des résultats sur les indicateurs de catégorie d'impact du cycle de vie, en facilitant l'analyse des profils d'ACVI.

Ensemble, ces étapes rendent l'ACV plus **accessible** et **opérationnelle** en simplifiant l'interprétation des résultats pour les utilisateurs. Bien qu'optionnelles, elles peuvent jouer un rôle important en facilitant la **prise de décision**, notamment lorsque les résultats incluent un grand nombre d'indicateurs difficiles à prioriser et/ou dans des situations de comparaison pour lesquelles il est difficile de conclure.

En effet sans ces étapes, l'interprétation peut devenir complexe en raison des **transferts d'impacts** entre catégories ou de la difficulté de **hiérarchiser** clairement les enjeux, ce qui entrave la capacité à prendre des décisions pertinentes.

La normalisation et la pondération sont définies et encadrées par la norme **ISO/TS 14074:2022** garantissant une application **méthodique** qui renforce l'uniformité et la robustesse des pratiques.

Dans cette section, nous définirons les **principes** de la normalisation et de la pondération, présenterons les différents **types**, leur **utilisation**, et étudierons leurs **limites**.

Définitions

- **Normalisation** (selon ISO/TS 14074:2022) : calcul de l'importance des résultats de l'inventaire du cycle de vie ou des résultats d'indicateurs par rapport à une **information de référence** (*données quantitatives qui servent de base pour la comparaison*)
 - La normalisation consiste donc à **contextualiser** les résultats d'impacts environnementaux en les rapportant à une référence **commune** ce qui permet de mieux comprendre l'importance **relative** des **impacts** évalués.
 - Par exemple, Il est plus facile de comprendre un résultat d'indicateur lié à la toxicité humaine s'il est exprimé par rapport aux résultats annuels pour un individu moyen, plutôt qu'en unité toxique comparative pour les humains (UTCh ou CTUh).
- **Pondération** (selon ISO/TS 14074:2022) : conversion et éventuellement agrégation des résultats de l'inventaire du cycle de vie ou des résultats d'indicateurs en utilisant des **facteurs de pondération** fondés en partie sur des **choix de valeurs** (*décision subjective qui s'appuie sur le jugement de ce qui est important*).
 - La pondération intervient pour attribuer une **importance relative** aux différentes catégories d'impact.
 - La pondération peut permettre d'aboutir à un **score agrégé** (ou score unique) ou à des scores multiples.
 - La pondération s'appuie sur des **choix de valeurs** qui reflètent des valeurs sociales, des préférences et des attitudes vis-à-vis des impacts environnementaux. Les valeurs sont intrinsèquement subjectives. Des méthodes de **sciences sociales** peuvent être utilisées pour recueillir ces valeurs auprès d'une population d'intérêt en fonction de critères environnementaux, sociaux ou politiques.

Application de la normalisation et de la pondération

La normalisation et la pondération des résultats d'une ACV conduisent à faire des **arbitrages** sur l'importance des catégories d'impact (et chemin faisant des étapes de cycle de vie) selon les régions géographiques où se produisent les impacts environnementaux et les différents sujets de préoccupation.

Ces **arbitrages** ne sont pas toujours immédiatement visibles et explicites dans les résultats obtenus après normalisation ou pondération. De plus, les enjeux environnementaux varient selon les échelles **spatiales** et **temporelles**, et les priorités peuvent différer entre pays et parties prenantes à travers le monde.

Ainsi, lorsque ces étapes sont mises en œuvre, il est essentiel de fournir un **rapport suffisamment détaillé** pour comprendre les complexités et les compromis inhérents à l'analyse du cycle de vie.

- ➔ Lors de la communication de résultats ACV normalisés et pondérés, il est donc nécessaire de faire apparaître les **résultats bruts** sur chacun des indicateurs étudiés, les **facteurs de normalisation** et les **facteurs de pondération** utilisés.
- ➔ Le **système de référence** ainsi que les données servant à la **pondération** doivent donc être choisis en fonction de leur pertinence **régionale** et **temporelle** et être **documentés**.

Conformément à la norme ISO 14044:2006, l'interprétation des résultats normalisés et/ou pondérés de l'analyse de cycle de vie doit se faire avec des contrôles :

- de **complétude**, en vérifiant que tous les facteurs de normalisation et de pondération sont disponibles et correctement appliqués (erreurs sur les données, non couverture d'indicateurs ou de flux),
- de **cohérence**, en examinant si les choix méthodologiques, comme les frontières du système ou les données utilisées, sont uniformes dans toute l'étude,
- de **sensibilité**, en évaluant les impacts des changements dans les hypothèses ou paramètres de l'étude sur les résultats finaux,
- d'**incertitude**, en analysant les imprécisions et variabilités des données ou modèles utilisés dans l'étude.

1.2. Focus sur la normalisation

L'utilisation de la normalisation se révèle pertinente pour :

- Vérifier la **cohérence** des résultats d'impact,
- Évaluer l'**importance relative** des résultats par catégorie d'impact,
- Servir d'étape intermédiaire **avant la pondération**,
- Faciliter l'**interprétation** des résultats,
- Aider à la **communication** des résultats.

Certaines précautions doivent être prises lors de l'utilisation de la normalisation :

- Le même système de référence doit être appliqué à toutes les catégories d'impact et à tous les systèmes de produits étudiés.
- Pour chaque catégorie d'impact, le **facteur de normalisation** et le résultat de l'indicateur doivent utiliser **les mêmes facteurs de caractérisation**.
- Il est recommandé de documenter :
 - L'**incertitude** et la **complétude** des facteurs de normalisation,
 - Les **biais** introduits par la non-cohérence des flux élémentaires entre le système étudié et le système de référence,
 - Si le **choix** du système de référence est cohérent avec l'**objectif** et le **périmètre** de l'étude et s'il **influence** les **résultats** ou les **conclusions**,
- Lorsque la normalisation précède la pondération, les facteurs de normalisation doivent être pertinents et **cohérents** avec ceux de la pondération, notamment en termes de **région** ou de **population concernée**.
- Les résultats de **normalisation sans pondération** ne doivent **pas** être utilisés pour des comparaisons entre catégories d'impact. Les résultats de normalisation ne permettent pas de comparer directement les contributions de différentes catégories d'impact, comme le changement climatique et l'utilisation de l'eau, car elles sont évaluées sur des critères différents. Par exemple, un produit peut dépasser de 10 fois les émissions mondiale par personne pour le changement climatique, tout en étant en dessous de la consommation mondiale par personne pour l'utilisation de l'eau. Sans pondération, il est impossible de déterminer l'importance relative de ces impacts, car chaque catégorie d'impact a des enjeux et des échelles de référence distincts. La pondération est donc essentielle pour hiérarchiser les impacts et orienter les priorités. Autrement dit, la comparaison de résultats normalisés non pondérés entre indicateurs revient à pondérer avec un poids égal (1-1-1-1 ...), ce qui est un choix de valeur en soi.

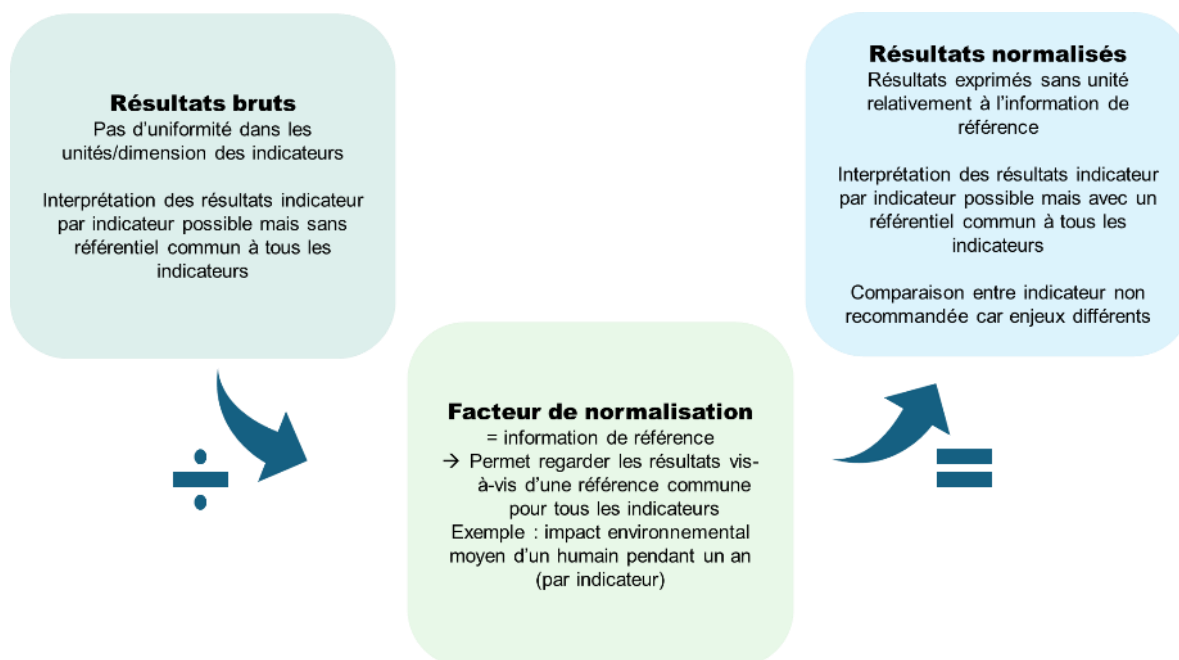


Figure 34 : principe de la normalisation

1.2.1. Types de normalisation

Il existe deux types de normalisation :

- **La normalisation interne** désigne la situation où le système de référence choisi **fait partie des options étudiées**, comme le cas de base ou le scénario le plus favorable.
- **La normalisation externe** se réfère à un système de référence **extérieur au système** de produits soumis à l'étude. Cela peut inclure des résultats d'indicateurs pour :
 - un **pays** ou une **région** pendant une période donnée,
 - un **individu moyen** vivant dans un pays ou une région pendant une période spécifiée,
 - une référence **standard** (par exemple la conduite d'un véhicule moyen sur une distance déterminée).

Par exemple : L'empreinte carbone d'un produit peut être normalisée en la rapportant à l'empreinte carbone moyenne par habitant dans un pays donné (*l'empreinte carbone d'un produit fabriqué et consommé en France peut être exprimée en pourcentage de l'empreinte carbone moyenne par habitant dans ce pays*).

En normalisation externe, le rapport « *Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA* » du JRC (2016)³⁴ liste les principales approches suivantes :

- Approche territoriale : « Traditionnellement, les facteurs de normalisation dans l'ACV ont été définies selon une perspective territoriale, à savoir la collecte d'informations statistiques associées aux émissions et à l'utilisation des ressources à une certaine échelle géographique (pays, continent, mondial) (Sala et al., 2015). »
- Approche consommation : basée sur les produits ou secteurs d'activités consommés (approche dite aussi « empreinte »)
- Avec des facteurs à l'échelle mondiale, européenne, ...
- Sur des impacts constatés à date (2010) ou alors avec une approche « distance à la cible » notamment avec des seuils limites planétaires

³⁴ Sala et al - Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA – JRC 2016

La procédure de base pour calculer les facteurs de normalisation (impacts constatés) consiste à collecter toutes les données d'émissions et de consommations de ressources (bases de données ou publications de chercheurs), à l'échelle Monde et UE-27, pour l'année 2010, et adaptations ILCD pour l'ACV.

Table 31: Comparison between global and EU-27 normalisation references for each impact category.

Impact category (abbr.)	EU-27 NFs	Global NFs	Share of the EU-27 over the global impact
GWP	4.60E+12	4.81E+13	9.56%
ODP	1.08E+07	1.34E+08	8.06%
HTOXC	1.88E+04	9.16E+04	20.52%
HTOXNC	2.69E+05	1.13E+06	23.81%

Figure 35 : facteurs de normalisation UE vs Monde

Nous pouvons constater les différentes valeurs de normalisation entre l'échelle Monde et UE avec le tableau ci-dessus et le type de produits consommés en moyenne en Europe ci-après.

Table 4: Product groups in the BoP food and related quantities (per-capita consumption in one year). Source: Sala et al. (2016).

Product Groups	Basket product	Per-capita consumption (kg/pers.*yr ⁻¹)	Per-capita consumption %
MEAT	Pig meat	41	8%
	Beef	14	3%
	Poultry	23	4%
DAIRY	Milk & Cream	80	15%
	Cheese	15	3%
	Butter	4	1%
CEREAL-BASED	Bread	39	7%
SUGAR	Sugar	30	6%
OILS	Sunflower oil	5	1%
	Olive oil	5	1%
VEGETABLES	Potatoes	70	13%
FRUIT	Oranges	17	3%
	Apples	16	3%
BEVERAGES	Mineral water	105 ^(*)	19%
	Roasted Coffee	4	1%
	Beer	70 ^(*)	13%
PRE-PREPARED MEALS	Meat based dishes	3	1%
Total		541	100% ³

(*) This value is expressed in liters

Figure 36 : paniers de consommation pour normalisation en Europe

La dernière approche « distance à la cible » limites planétaires est exploré dans le rapport du JRC et met en évidence des difficultés particulières sur les enjeux d'épuisement des ressources minérales et métalliques, de la perte de biodiversité et sur la santé humaine.

En effet, par exemple sur la biodiversité, de nombreux facteurs de pression participent à cette perte accélérée.

Néanmoins, malgré les freins et incertitudes, deux publications reprises dans le rapport du JRC proposent des facteurs de normalisation « limites planétaires », étant compatibles ou pas avec les indicateurs d'impacts de l'EF/ILCD.

Table 9: Planetary Boundaries as reported in Bjørn and Hauschild (2015).

Impact categories compliant with ILCD	Unit	PB estimates per person	PB estimates total
Climate change - GWP	kg CO ₂ eq	9.85E+02	6.81E+12
Ozone Depletion Potential	kg CFC-11 eq	7.80E-02	5.39E+08
Photochemical Ozone Formation	kg NMVOC eq	3.80E+00	2.63E+10
Freshwater Eutrophication	kg P eq	8.40E-01	5.81E+09
Marine Eutrophication	kg N eq	2.90E+01	2.01E+11
Freshwater Ecotoxicity	[PAF]*m ³ *day	1.90E+04	1.31E+14
Impact categories not compliant with ILCD			
Terrestrial Acidification	mole H ⁺ eq	1.45E+02	1.59E+13
Terrestrial Eutrophication	mole N eq	8.87E+02	1.94E+13
Land Use, soil erosion	Tonnes eroded soil	1.83E+00	1.24E+10
Land Use, biodiversity	m ² *year	1.49E+04	1.03E+14
Water Depletion	m ³	9.93E+01	1.04E+14

Figure 37 : facteurs de normalisation limites planétaires Bjorn et al 2015

Table 11: Planetary boundaries as proposed by Doka et al. (2015), both in terms of per-capita and global allowance. Compatibility with ILCD impact categories is shown in the last column.

Boundary	Unit	1 PBA value	Global value	ILCD compatible (Y or N)
Climate change	kg CO ₂ /person	1.15E+03	1.15E+13	Y
Biodiversity loss	species*year/person*year	2.81E-05	2.81E+05	N
N cycle	kg N emission/person	3.50E+00	3.50E+10	Y
P cycle	g P*year/person	1.10E+00	1.10E+10	N
Stratospheric ozone depletion	kg ODP equivalent/person*year	4.09E-02	4.09E+08	Y
Ocean acidification	-	NA	NA	-
Land occupation	m ² cropland*year/person	2.00E+03	2.00E+13	N
Global freshwater consumption	m ³ blue water/person	4.00E+02	4.00E+12	Y
Atmospheric aerosol loading	kg PM ₁₀ equivalent/person	1.46E+00	1.46E+10	Y (assuming that, within PM10 emissions, PM2.5 is the impacting fraction)
Chemical pollution	-	NA	NA	-

Figure 38 : seuils limites planétaires avec leurs unités et indicateurs propres Doka et al 2015

Nous avons retrouvé dans une autre publication, “Exploring alternative normalization approaches for life cycle assessment” de Sala et al (2023)³⁵, les mêmes approches de normalisation et alternatives globalement mais avec la nuance des données utilisées (processus ACV ou bases entrées/sorties) :

- Approche production Monde
- Approche production/territoriale UE
- Approche consommation UE, basé sur les processus ACV
- Approche consommation UE, basé sur les bases entrées/sorties
- Approches Limites planétaires (Sala et al 2020)

Les 5 approches sont appliquées à 144 produits représentatifs du marché européen, et ensuite les impacts sont pondérés pour un score unique selon 2 approches (même poids entre indicateurs et pondération PEF).

³⁵ Sala et al - Exploring alternative normalization approaches for life cycle assessment – The International Journal of Life Cycle Assessment 2023

Table 1 Description of the normalization sets used in this work

Name of normalization set	Acronym	Approach	Input data	Geography	Reference year	Reference
Global production-based	GLO-P-s	External normalization, production-based	Official statistics of emission and extractions	World	2010	Andreas Bassi et al. (2023)
European production-based	EU-P-s	External normalization, production-based	Official statistics of emission and extractions	EU28	2010	Sanyé Mengual et al. (2022)
European consumption-based, process based LCA	EU-C-p	External normalization, consumption-based	Process-based LCA of products consumed and consumption statistics	EU28	2010	Sala & Sanyé Mengual (2022)
European consumption-based, input/output	EU-C-i/o	External normalization, consumption-based	Input/Output LCA	EU28	2011	Castellani et al. (2019) ^b ; Sala et al. (2019) ^b
Global planetary Boundaries	GLO-PB	Absolute normalization	Literature on LCIA translated Planetary Boundaries	World	- ^a	Sala et al. (2020) ^c

GLO global, P production-based, s statistics, C consumption-based, p process-based, i/o input/output, LCA life cycle assessment, PB planetary boundaries, LCIA life cycle impact assessment

^aNot referred to a specific year

^bRe-calculated with the CFs of the EF3.1 method

^cwith an updated value for the land use impact category (presented in SI)

Figure 39 : approches de normalisation - document JRC

1.2.2. Limites de la normalisation

L'utilisation de la normalisation des résultats ACV peut présenter des **limites** :

- Des résultats de normalisation qui ne reflètent pas les **priorités environnementales** : une valeur élevée d'un indicateur normalisé ne signifie pas nécessairement un impact environnemental **plus préoccupant**. Voici trois exemples :
 - Contribution de manière **significative** à une catégorie d'impact de **faible importance** pour l'environnement,
 - Contribution de manière **minime** à une catégorie d'impact **plus préoccupante** pour l'environnement,
 - Pour une préoccupation environnementale donnée, la contribution d'un système de produit peut être **faible à l'échelle globale**, mais **significative à l'échelle locale** (par exemple, la production de café peut avoir une contribution relativement faible à l'impact global sur la consommation d'eau, mais localement, dans des régions où les ressources en eau sont limitées, l'irrigation nécessaire à sa culture peut exercer une pression significative sur les réserves d'eau locales, affectant les écosystèmes et les communautés).
- Un **résultat normalisé élevé** peut être attribué à plusieurs facteurs, notamment :
 - Des **valeurs élevées pour l'indicateur** de catégorie d'impact du système de produit étudié,
 - Des **valeurs faibles pour l'indicateur** de catégorie d'impact du système de référence choisi (facteur de normalisation faible),
 - Un **biais** lié à une incohérence entre les **flux élémentaires du système** de produit étudié et les **données utilisées** pour la normalisation.
- Le changement du système de référence peut entraîner une modification significative des conclusions de l'étude,
- Manque d'accessibilité des données sur les informations de référence dans la littérature et dans les bases de données.

1.3. Focus sur la pondération

La **pondération**, étape **facultative** de l'évaluation de l'impact du cycle de vie (ACVI), permet **d'agréger** les indicateurs de catégorie et représente une alternative à l'approche scientifique pour **prioriser les enjeux via les indicateurs end-point**. La pondération repose sur des **choix de valeurs**, reflétant des préférences **sociales**, et des priorités vis-à-vis des impacts environnementaux. En cela cette pratique

s'éloigne des principes de l'ACV de robustesse scientifique et de prise en compte des relations de causalité entre les activités humaines et leurs impacts.

La pondération permet d'agréger les résultats en une note unique ou en plusieurs notes, par l'attribution d'un facteur de pondération à chaque catégorie d'impact ou indicateur.

Certaines **précautions** sont nécessaires lors de l'utilisation de la **pondération** :

- Documentation et transparence :
 - Les facteurs de pondération développés dans le cadre d'une étude doivent être clairement documentés (méthode, et données utilisées),
 - Pour des facteurs issus de la littérature, la source doit être référencée,
- Cohérence avec la normalisation et les indicateurs :
 - Les facteurs de pondération doivent être **cohérents** avec le **domaine d'application** et les **facteurs de caractérisation** (les limites doivent être présentées de façon claire),
 - La normalisation et la pondération doivent être cohérentes. Par exemple, si la normalisation se base sur un pays, les facteurs de pondération doivent également s'y appliquer,
- Traitement des données : ne pas agréger des données exprimées dans des unités ou dimensions différentes,
- Utilisation des **résultats** et méthodes
 - Les méthodes de pondération utilisent différents **critères**. Les facteurs de pondération doivent être **uniformes** pour toutes les options comparées dans une étude. Les résultats de **deux études** utilisant des méthodes **différentes** ne peuvent être comparés
 - Les résultats pondérés ne doivent pas faire l'objet de communications destinées au **public**.

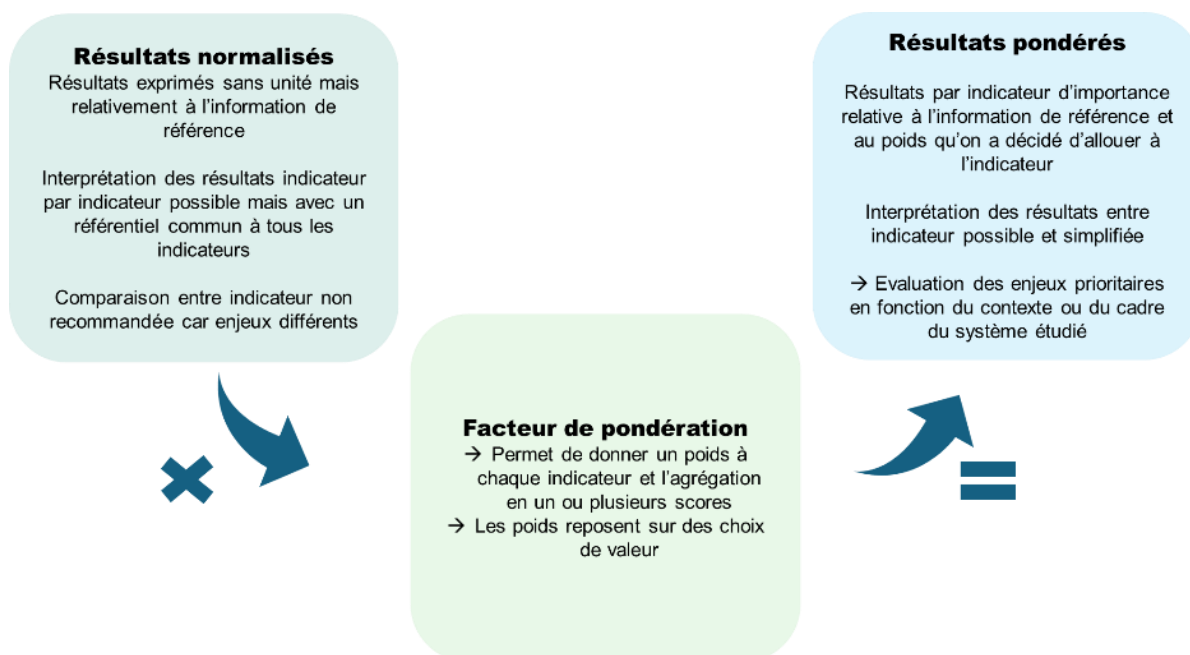


Figure 40 : Illustration du principe de pondération

1.3.1. Les types de pondération

La norme ISO/TS 14074:2022 ne **privilégie** ni ne **recommande** une méthode de pondération spécifique, car ces méthodes reposent sur des choix de valeurs. Les **praticiens sont libres** d'appliquer l'ACV en fonction de leurs propres exigences.

Il existe plusieurs types de pondération :

- La pondération par « **distance à la cible** » ou « distance to target » (DtT),
- La pondération par **panel**,
- L'évaluation monétaire ou monétarisation des impacts,

- Une **combinaison** d'approches.

Les facteurs de pondération peuvent être établis pour une population cible en s'appuyant sur des méthodes issues des **sciences sociales**. L'emploi de **sciences sociales** ou **statistiques** permettent d'évaluer la cohérence, la complétude, l'incertitude, la représentativité et la pertinence des valeurs.

La pondération par **distance à la cible** évalue l'importance des indicateurs en appliquant des facteurs de pondération qui dépendent de la **distance** entre le niveau d'impact **existant** et un niveau **cible**. Elle peut s'appuyer ou se baser sur :

- Des objectifs **politiques** ou des limites **réglementaires**, pour une zone **géographique** déterminée (par exemple, l'objectif européen de réduire les émissions de gaz à effet de serre de 55% d'ici 2030,
- Un **seuil maximal** basé sur des évaluations scientifiques (par exemple les limites planétaires, voir section 2),
- Des frontières **sociétales** (par exemple, une communauté locale pourrait fixer une limite sur l'usage de l'eau d'un fleuve en raison de ses besoins pour l'agriculture et l'usage domestique),

Enfin elle peut s'appliquer aux :

- Résultats d'indicateurs,
- Résultats d'indicateur normalisés,
- Résultats de l'inventaire du cycle de vie.

La pondération par **panel** évalue l'importance relative des catégories d'impact en appliquant des facteurs de pondération établis par un **panel**. Le **panel** peut être **composé** par le **réalisateur** de l'étude, le **commanditaire** ou d'autres parties prenantes intéressées à condition que les membres du panel **déclarent explicitement leurs intérêts**, sauf s'ils ont été sélectionnés de manière aléatoire (la méthode de sélection doit être décrite). La **description du panel** doit être rapportée et contenir :

- Nombre de participants,
- Profil (genre, âge, revenu, intérêts, région d'origine ...)
- Éducation reçue,
- Expertise sur le sujet,
- Profession,
- Méthode et période d'interrogation,
- Comment sont traitées les données,
- Préoccupations exprimées,
- Informations fournies aux membres du panel,
- Méthode de génération des facteurs de pondération.

L'évaluation **monétaire** évalue l'importance des impacts environnementaux en termes **monétaires**. Les facteurs de pondération sont proportionnels au **service essentiel maximal** (bénéfices que l'être humain tire de l'environnement) que la population affectée est prête :

- À **abandonner** pour **réduire un impact** environnemental négatif (par exemple le montant monétaire que les consommateurs seraient prêts à payer pour réduire les émissions de CO₂, en acceptant de payer un prix plus élevé pour des produits à faible empreinte carbone),
- À **accepter en compensation** de l'augmentation d'un impact environnemental négatif (par exemple, accepter que la production de son produit utilise plus d'eau, mais compenser cet impact en investissant dans des projets visant à restaurer des ressources en eau),

Les facteurs de pondération peuvent être exprimés en **unités de devise** (qui peuvent être ajustées en fonction de la parité des pouvoirs d'achats via une pondération qui suit le marché)

La **combinaison d'approches**, ou **approche hybride** peut combiner plusieurs méthodes de pondération. L'objectif est de **tirer parti des forces spécifiques de chaque méthode**. Par exemple la robustesse scientifique des objectifs environnementaux (distance à la cible), la prise en compte des préférences sociétales (panel) et l'intégration des priorités économiques (monétaire). Cette méthode vise à fournir une vision équilibrée et multidimensionnelle des impacts environnementaux, tout en réduisant les biais inhérents à l'utilisation d'une seule méthode de pondération.

1.3.2. Limites de la pondération

La pondération des résultats ACV peut présenter des **limites** :

- La **principale** est que les résultats de pondération peuvent être **spécifiques à un contexte** et ne peuvent pas être pertinents dans d'autres situations,
- Aucune méthode de pondération **n'est plus valide qu'une autre** universellement car elles varient en fonction des individus, cultures, organisation, et des pays,
- Il peut être difficile de définir des **facteurs de pondération** qui soient applicables de manière **uniforme** à toutes les catégories (*par exemple, on pourrait pondérer l'impact de la consommation d'eau pour un produit et son impact sur la qualité de l'air localement. La pondération de l'impact sur la consommation d'eau pourrait être basée sur la rareté de l'eau dans une région spécifique, tandis que l'impact sur la qualité de l'air pourrait dépendre des niveaux de pollution et des effets sanitaires pour la population locale. Ces deux catégories sont difficiles à comparer de manière cohérente car leurs impacts sont mesurés selon des critères différents (ressources naturelles vs santé publique)*)
- Les facteurs de pondération dépendent des préférences et du contexte des individus qui les déterminent. Ces préférences **évoluent avec le temps** et diffèrent selon les régions ou les méthodes utilisées, augmentant **l'incertitude**.

1.4. Application de la normalisation et pondération dans le PEF

Le **Product Environmental Footprint (PEF)**, ou empreinte environnementale des produits, a été développé par la **Commission européenne** comme réponse à la fragmentation des approches d'évaluation environnementale en Europe. La Commission a lancé en 2013 une initiative visant à **harmoniser ces pratiques** avec pour objectif de créer une méthode standardisée, fiable et transparente pour mesurer et communiquer les impacts environnementaux tout au long du cycle de vie. Le **PEF** repose sur les principes de l'analyse du cycle de vie (ACV) tels que définis par les normes ISO 14040:2006 et ISO 14044:2006. La méthode couvre **16 catégories d'impact environnemental**. Le développement méthodologique a été coordonné par le **Joint Research Centre (JRC)**, le service scientifique de la Commission européenne, en collaboration avec des experts académiques et différentes parties prenantes.

La méthodologie inclut les deux étapes de **normalisation** et de **pondération**. Ces étapes, bien que facultatives selon les normes ISO 14044:2006 et ISO/TS 14074:2022, permettent une simplification dans l'analyse des résultats. La normalisation repose sur des données scientifiques, issues de modèles internationaux. La pondération, quant à elle, combine des approches hybrides, mêlant données factuelles et jugements d'experts, pour refléter les priorités sociétales et environnementales.

En 2018, le JRC a publié un rapport technique³⁶ qui décrit la méthodologie EF en termes de normalisation et pondération. Après les premières recommandations méthodologiques de 2013, plusieurs années de tests ont été menées via des pilotes PEF. Ces travaux intermédiaires ont permis d'identifier des lacunes, notamment dans les étapes de normalisation et de pondération. Ce rapport s'inscrit dans la continuité et vise à formaliser des approches plus robustes. Dans cette partie, nous analyserons en détail la méthodologie présentée dans ce rapport.

³⁶ Sala, S., Cerutti, A. and Pant, R., Development of a weighting approach for the Environmental Footprint, EUR 28562 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2017, ISBN 978-92-79-68041-0 (print), 978-92-79-68042-7 (pdf), doi:10.2760/945290 (online), 10.2760/446145 (print), JRC106545.

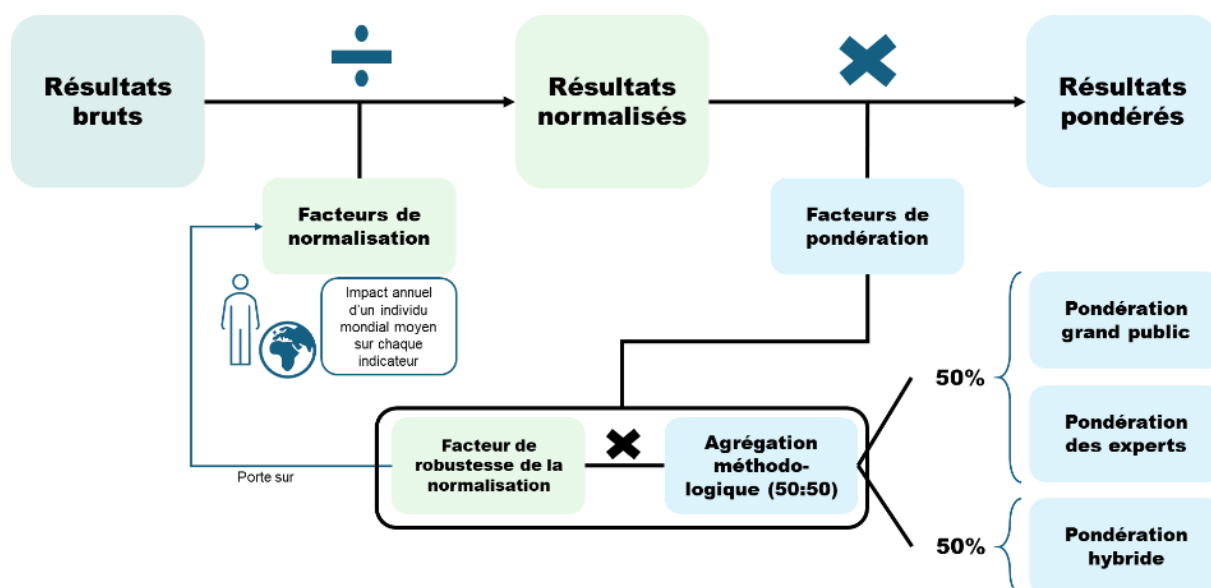


Figure 41 : Illustration de la méthodologie de normalisation et pondération du PEF

La normalisation dans le PEF

La normalisation dans le cadre de l'EF se base sur des **données mondiales** plutôt que des données européennes. Ce choix d'échelle géographique a été pris pour être cohérent avec la **portée internationale** des chaînes d'approvisionnement.

Les facteurs de normalisation dans l'EF sont **exprimés en termes d'impacts par habitant terrestre moyen pour une année**. Cela signifie qu'ils représentent la contribution moyenne d'une personne à une catégorie d'impact (par exemple, émissions de gaz à effet de serre pour le changement climatique).

Les facteurs de normalisation sont calculés en divisant les **impacts environnementaux globaux** pour une catégorie donnée par la **population mondiale de l'année de référence** (généralement 2010 dans la version de 2018, bien que des mises à jour aient intégré des données plus récentes pour certaines catégories comme le changement climatique aligné sur le Sixième Rapport d'Évaluation (AR6) du GIEC publié en 2021). Ces ajustements visent à améliorer la précision et la pertinence des évaluations environnementales.

La dernière version en date est la version **EF 3.1** publiée en 2022. Les facteurs de normalisation pour cette version sont les suivants :

(Attention, certains logiciels comme SimaPro n'effectuent que les opérations de multiplication, la division n'est pas possible. Les facteurs de normalisation visualisés dans la méthode sous SimaPro sont donc l'inverse de l'impact d'un habitant de la planète)

Indicateur	Facteur de normalisation (équivalent à "impact d'un habitant du monde par an")
Changement climatique	7,55E+03
Destruction de la couche d'ozone	5,23E-02
Radiations ionisantes	4,22E+03
Formation d'ozone photochimique	4,09E+01
Particules fines	5,95E-04
Toxicité humaine non cancérigène	1,29E-04
Toxicité humaine cancérigène	1,73E-05
Acidification	5,56E+01
Eutrophisation eau douce	1,61E+00
Eutrophisation marine	1,95E+01
Eutrophisation terrestre	1,77E+02

Ecotoxicité eau douce	5,67E+04
Usage des terres	8,19E+05
Utilisation des ressources en eau	1,15E+04
Utilisation des ressources fossiles	6,50E+04
Utilisation des ressources, minéraux et métaux	6,36E-02

Tableau 6 : Facteurs de normalisation de la méthode EF 3.1

Paroles d'expert : Philippe Osset (Directeur scientifique Score LCA et fondateur Solinnen)

Normalisation PEF

« **Au départ réflexion Europe vs Monde (exemple avec le café sur l'eau, avec ceux qui font des efforts localement mais qui ne sont pas récompensés à cause de la normalisation à l'échelle mondiale qui écrase/lisse les résultats). Avoir le même facteur partout, je ne sais pas si c'est cohérent. Même sujet pour le nucléaire en France avec la normalisation monde, sur les radiations ionisantes.** »

Faiblesse => représentativité géographique (même si mondialisation)

« **Sur l'écotoxicité, le facteur monde ne se réduit qu'à deux lessives, trop petit/limité, ce qui fait ressortir l'indicateur de partout après division (si un FN est petit ça le fait ressortir relativement par rapport aux autres). Si certains flux sont oubliés pour calculer les FN c'est un manque et si on prend en compte un nouveau FC dans un projet il faudrait recalculer le FN à l'échelle monde.** »

Problème date des données, granulosité. On augmente le numérateur (FC) sans rien toucher au dénominateur (FN).

Faiblesse => complétude et cohérence des données

La pondération dans le PEF

Les facteurs de robustesse de la normalisation

La méthodologie de pondération repose sur deux facteurs combinés reflétant d'une part la robustesse des catégories d'impact et des résultats normalisés et d'autre part l'importance relative des catégories d'impact.

Les critères associés à la robustesse des données de normalisation incluent :

- La **complétude** des inventaires de normalisation,
- La **robustesse** des inventaires de normalisation,
- La **robustesse** des méthodologies d'évaluation des impacts (LCIA) utilisées.

Des experts ont été consultés pour évaluer le facteur de robustesse sur des niveaux allant de I à III. Ces experts sont impliqués dans l'évaluation des méthodologies de normalisation et des modèles d'impact environnemental. Ils proviennent principalement du réseau ILCD (International Life Cycle Data System) et du JRC (Joint Research Centre), et ont collaboré sur des publications et des recommandations antérieures (par exemple, le rapport ILCD 2011³⁷ et les révisions de Sala et al., 2017³⁸).

Les niveaux de I à III sont définis comme suit :

- I : Niveau élevé de robustesse, avec des données fiables et complètes.
- II : Niveau intermédiaire, certaines limitations dans les données ou modèles.
- III : Niveau faible, lacunes significatives dans les données ou modèles, ou méthodes encore en développement.

³⁷ European Commission-Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2011

³⁸ Sala, Serenella & Crenna, Eleonora & Secchi, Michela & Pant, Rana. (2017). Global normalisation factors for the Environmental Footprint and Life Cycle Assessment.

Les niveaux qualitatifs (I, II, III) sont transformés en valeurs numériques à l'aide d'une échelle définie pour calculer des facteurs de robustesse globaux.

Niveau de robustesse	Score associé sur une échelle 1-0,1
I	1
I/II	0,8
II	0,6
II/III	0,4
III	0,2
III/interim*	0,1

Tableau 7 : Echelle de score de robustesse pour la méthodologie EF

* Pendant la phase pilote EF qui dura jusqu'à la mi-2017, les résultats des catégories d'impact de toxicité n'ont pas été jugés suffisamment solides pour être inclus dans les communications externes ou pour être pondérés dans le contexte de l'EF.

Les **facteurs finaux de robustesse** pour chaque catégorie d'impact sont obtenus en calculant la **moyenne mathématique** des scores attribués aux trois **critères de robustesse**.

Indicateur	Facteurs finaux de robustesse sur une échelle 1-0,1
Changement climatique	0,87
Destruction de la couche d'ozone	0,60
Radiations ionisantes	0,47
Formation d'ozone photochimique	0,53
Particules fines	0,87
Toxicité humaine non cancérigène	0,17
Toxicité humaine cancérigène	0,17
Acidification	0,67
Eutrophisation eau douce	0,47
Eutrophisation marine	0,53
Eutrophisation terrestre	0,67
Ecotoxicité eau douce	0,17
Usage des terres	0,47
Utilisation des ressources en eau	0,47
Utilisation des ressources fossiles	0,60
Utilisation des ressources, minéraux et métaux	0,60

Tableau 8 : Facteurs finaux de robustesse pour les indicateurs d'impact de la méthode EF

Attribution de l'importance relative des indicateurs environnementaux par choix de valeur : approche méthodologique du PEF (citoyens, experts et hybride)

En ce qui concerne l'importance relative des indicateurs, le JRC a décidé d'opter pour une méthodologie hybride (voir Figure 41), combinant données factuelles (évaluation préliminaire des critères sur la base de preuves tirées de la littérature), jugements d'experts et enquête auprès de citoyens de l'union européenne pour établir les facteurs de pondérations. La composition des panels d'experts et de citoyens est publique. Les données factuelles mentionnées ici font référence à la méthode hybride (c) qui repose sur des preuves issues de la littérature ou de recherches scientifiques des experts. L'ensemble du processus établi par la commission européenne est détaillé en Annexe 5 : Processus du PEF.

Paroles d'expert : Philippe Osset (Directeur scientifique Score LCA et fondateur Solinnen)

Pondération PEF

« La façon dont on a fait le panel dans PEF n'est pas très robuste (échantillon d'experts et votants). J'ai voté deux fois.

Faire un panel est un métier, l'ADEME l'a fait dans le projet PRIOR. Les résultats n'ont pas été poussés car pas à l'avantage de l'ADEME.

Bonne idée de la commission sur les facteurs correctifs avec la robustesse des indicateurs. »

Faiblesse => non-pertinence de la composition des panels et robustesse finale des indicateurs (pas scientifique). Manque de transparence sur les facteurs correctifs qui ont été pris.

Paroles d'expert : Anders Bjorn (Chercheur et Expert du couplage ACV et limites planétaires)

« De manière générale pour la pondération, il ne faut pas privilégier une approche plus qu'une autre, mais en utiliser 2 pour voir l'influence sur les résultats, la transparence est le maître mot.

L'approche distance to target par exemple (non retenue dans le PEF) existe depuis les années 90 mais n'est pas appliquée par choix, en utilisant des objectifs politiques notamment.

Des travaux sont en cours avec le JRC pour publier un guide méthodologique sur l'AESA (donc sans pondération) et mettre à jour la méthode EF 4.0. »

Forces, faiblesses et limites de la normalisation et pondération du PEF

Après plus de dix ans d'existence, la méthode PEF a été largement éprouvée par ses utilisateurs. Au fil du temps, ses forces et ses faiblesses sont apparues. Dans cette partie, nous ferons le bilan des avantages que constitue la méthode PEF ainsi que des critiques qui peuvent en être faite.

Les **forces** de la méthode PEF sont les suivantes :

- **Uniformité, harmonisation** : c'est l'atout majeur de la méthodologie PEF qui a su imposer un standard d'évaluation environnementale en Europe. En définissant des règles précises pour son emploi sectoriel via les PEFCR (Product Environmental Category Rules), la commission européenne a éliminé les variations dans les choix méthodologiques qui peuvent biaiser les résultats. Cet atout majeur engendre des externalités bénéfiques :
 - **Accessibilité et comparabilité pour les entreprises** : la méthode unique PEF a permis aux entreprises de pouvoir échanger des données d'impact environnemental et de se comparer leurs activités. Les précautions à prendre pour les entreprises pour échanger et comparer ne repose plus sur le choix de la méthodologie de calcul mais sur les autres choix nécessaires pour mener à bien une ACV (périmètre, inventaire, hypothèses, ...) et qui persistent indépendamment de la méthodologie choisie.
 - **Soutien réglementaire et politique** : En tant qu'approche promue par les institutions européennes, elle est perçue comme une méthode robuste et fiable par de nombreux acteurs politiques et industriels.
 - **Communication environnementale** : l'uniformité permet aux institutions et aux législateurs de mettre en place des labels environnementaux ou des dispositifs d'affichage environnemental reposant sur la méthode PEF.
- **Le large spectre des catégories d'impact** : les 16 catégories d'impact du PEF ont été choisies pour couvrir un large éventail d'impacts environnementaux pertinents et sont appuyées sur des bases scientifiques reconnues. Toutes les catégories d'impact ne présentent pas le même niveau de robustesse ou d'incertitude. La pondération des indicateurs PEF, bien que critiquable, permet de limiter d'accorder trop d'importance aux indicateurs moins robustes et aux enjeux non prioritaires. Les prochaines mises à jour pourraient intégrer des enjeux manquants ou incomplets comme la biodiversité, l'écotoxicité marine, ou la pollution plastique.
- **Conformité avec les normes** : la méthode PEF est globalement conforme aux normes relatives à l'ACV (ISO 14040:2006 et ISO 14044:2006) et à la normalisation et pondération

(ISO/TS 14074:2022). Des points d'amélioration sont néanmoins apparus dans ce rapport et seront mentionnés dans la partie faiblesses.

Les **faiblesses** de la méthode PEF sont les suivantes :

- **Adaptation aux contextes spécifiques** : l'atout majeur qu'est l'uniformité de la méthode représente aussi des faiblesses qui s'exprime à plusieurs niveaux :
 - **Portée géographique mondiale** : La normalisation repose sur des données globales, cohérentes avec la nature internationale des chaînes d'approvisionnement et la pondération utilise un panel représentatif de plusieurs pays. Lorsqu'une ACV porte sur un périmètre géographique restreint et spécifique, la méthode PEF globale n'est pas performante pour quantifier les enjeux locaux. Les facteurs de normalisation étant les mêmes pour tout le monde, ceux qui font plus d'efforts que la moyenne localement ne sont pas récompensés. Par exemple, l'accès à la ressource eau peut être l'enjeu majeur pour une région géographique donnée mais selon la méthode PEF normalise sur la consommation mondiale d'eau d'un habitant moyen (ce qui peut être déjà largement au-delà des seuils acceptables localement) et ne pondère que de 8,91% cet indicateur.
 - **Acceptation internationale** : la méthodologie PEF est aujourd'hui largement utilisée à l'échelle européenne. En revanche, elle n'est pas utilisée partout dans le monde et pour les groupes internationaux, la question du choix de la méthode de calcul ACV se pose. L'incompatibilités des résultats d'ACV issus de différentes méthodes de calcul ACV complexifie les échanges de données et les comparaisons. Dans ce contexte, la méthode PEF peut ne pas faire l'unanimité au sein des pratiquants.
- **Manque de cohérence des facteurs de normalisation** :
 - **Avec les seuils ou stratégies mondiales** : les facteurs de normalisation reposent sur ce qu'un habitant terrestre moyen consomme et émet aujourd'hui. En aucun cas les facteurs de normalisation du PEF ne sont alignés avec ce qu'un humain doit au maximum consommer ou émettre pour respecter les trajectoires définies par les organisations internationales ou par les seuils de ce que la planète est capable de régénérer ou d'accepter. L'AESA ou le couplage ACV et limites planétaires sont des approches qui sont davantage en cohérence avec les seuils et les stratégies mondiales. Ces approches seront décrites dans ce rapport section 2.
 - **Calibrage des facteurs de normalisation** : certains facteurs de normalisation sont élevés comme le changement climatique qui fixe le seuil annuel à 7,55 t de CO₂ eq pour une personne alors que les recommandations du GIEC sont entre 1 et 2 tonnes. A l'inverse, selon Philippe Osset le seuil de normalisation de l'indicateur écotoxicité eau douce ne permettrait pas le rejet de polluants chimiques équivalents à deux lessives domestiques par semaine. Les indicateurs qui ont des facteurs de normalisation sous évalués comme l'écotoxicité en eau douce ont donc tendance à être facilement au-dessus du seuil et ressortent donc naturellement en comparaison avec les autres indicateurs.
 - **Complétude de la normalisation** : le manque de cohérence dans le calibrage peut s'expliquer par le manque de complétude dans les flux normalisés. Par exemple, une source importante de pollution peut ne pas être suivie à l'échelle mondiale, sous estimant les facteurs de normalisation et surestimant de fait les résultats normalisés.
- **Construction des panels pour la pondération** : la documentation des différents panels consultés dans la pondération PEF est d'une qualité satisfaisante. La composition de chaque panel est détaillée. Les intérêts potentiels de chaque répondant ne sont pas retranscrits de manière transparente et constituerait un axe d'amélioration. En revanche, la construction des panels est critiquable, surtout pour les panels d'experts. En effet, il n'est pas mentionné clairement comment ceux-ci ont été formés et comment les répondants ont été contactés. Il est uniquement fait mention que le recrutement s'est fait via les réseaux du JRC. Il peut être supposé qu'un biais (non mesuré ici) est introduit dans les réponses. La construction d'un panel d'expert est soumis à la norme ISO 20252:2019 qui n'est pas mentionné. De plus, certaines personnes avaient la capacité de voter à plusieurs reprises, dans les panels d'experts et dans les panels de citoyens.

- **Comparaison des résultats d'ACV** : la norme ISO/TS 14074:2022 ne recommande pas l'utilisation de la pondération à des fins de comparaison entre produits. Des dispositifs d'affichage environnementaux se mettent en place et utilisent la méthode PEF. Le consommateur est invité à comparer les produits entre eux sur la base d'un score unique. Cette approche n'est donc pas alignée avec la norme.

Paroles d'expert : Philippe Osset (Directeur scientifique Score LCA et fondateur Solinnen)

« En première étape lors d'une ACV, il faut se demander ce qu'on veut faire des résultats (priorisation, actions d'éco-conception derrière, etc.). C'est pratiqué presque tout le temps et depuis longtemps, même avant le PEF (peu importe la méthode ou référentiel : ReCiPe ou autre).

Par rapport à l'ISO/TS 14074:2022, il est spécifié maintenant qu'il y a des jugements de valeurs (science molle/sociale mais scientifique quand même, donc on peut bien le faire).

Il est interdit de comparer des produits concurrents avec un score unique selon la norme. Cela peut paraître paradoxal car on demande au consommateur justement de comparer et de choisir avec un score unique dans les méthodologies d'affichage environnemental (ce qui n'est notifié nulle part dans le PEF). Mais aucun standard / cadre réglementaire ne définit comment ce choix doit ou devrait être réalisé.

D'autre part il est intéressant de creuser jusqu'à la source de l'impact. La note unique est dommage pour ça car elle limite la possibilité de creuser l'origine des impacts, ce qui pourrait être néanmoins utile pour le consommateur. On perd beaucoup d'info en score unique. Cela révèle les préférences sur une situation donnée mais c'est compliqué et ça dépend de la situation (ex : d'une personne qui rentre dans un magasin pour choisir un ordinateur parmi 10 et qui va dans le magasin voisin où il y a 30 ordinateurs).

La pondération fait perdre le lien entre Pt et impact réel (pédagogie, exemple avec des km en voiture ou émission au km d'une voiture). »

Paroles d'expert : Anders Bjorn (Chercheur et Expert du couplage ACV et limites planétaires)

« En fonction du contexte de l'étude, il peut être intéressant pour les décisions d'utiliser les étapes de normalisation et de pondération, mais pas pertinent pour tout.

C'est pourquoi c'est optionnel dans l'ISO et interdit pour des affirmations comparatives, les résultats dépendent beaucoup des facteurs et de comment ils ont été calculés. »

2. Alternatives possibles

Après avoir synthétisé à la fois le contenu de la norme ISO/TS 14074:2022 et ce que recommande le PEF concernant ces étapes de normalisation et de pondération en ACV, nous traitons dans cette section des alternatives possibles et de leurs forces et faiblesses.

Ce chapitre explore les idées et concepts alternatifs, en reprenant le contenu et certaines illustrations de publications scientifiques ou de rapports en lien avec le sujet, et permet de compléter largement l'analyse bibliographique.

2.1. L'approche « midpoint to endpoint » :

L'approche "mid-point to endpoint" est une méthode d'évaluation des impacts environnementaux en ACV retraçant les chaînes de causalité depuis l'inventaire jusqu'aux dommages sur les aires de protection définies en ACV. L'**inventaire du cycle de vie (ICV)**, recense les flux de **substances** émises ou extraites. Ces substances interagissent avec l'environnement en provoquant des **perturbations mesurables sur les aires de protection**. Ces perturbations sont d'abord traduites en catégorie d'**impacts intermédiaires (mid-points)**. Ces catégories d'impact peuvent ensuite être reliés à des **dommages directs (endpoints)** sur aires de protection tels que la santé humaine, les écosystèmes ou les ressources naturelles (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

- Un indicateur **midpoint** quantifie un impact environnemental à une étape **intermédiaire** du modèle de **cause-effet**, souvent exprimée dans une unité physique ou chimique. Il représente les mécanismes sous-jacents ou les processus qui mènent aux dommages finaux. Par exemple, l'indicateur « **écotoxicité** » (terrestre ou aquatique) évalue la toxicité des substances chimiques libérées dans l'environnement, qui génère des dommages sur la santé des écosystèmes. L'indicateur « **radiation ionisantes** » mesure l'impact des rayonnements ionisants émis par les substances radioactives, qui génère des dommages sur la santé humaine.
- Un indicateur de **dommage** (endpoint) est un indicateur de catégorie exprimant un impact à un niveau **final**, où tous les impacts ayant des effets sur le **même type de dommage**, sont exprimés dans une **unité commune**. Par exemple, la **santé humaine** mesure des dommages aux populations humaines en termes d'années de vie perdues ou d'années vécues avec une incapacité (unité : Disability-Adjusted Life Years, DALY). La **qualité des écosystèmes** évalue la perte de biodiversité ou l'impact sur la qualité des écosystèmes, exprimé en termes d'espèces potentiellement disparues sur une surface et une durée donnée (unité : Potentially Disappeared Fraction of species over a given area and time, PDF.m².an)

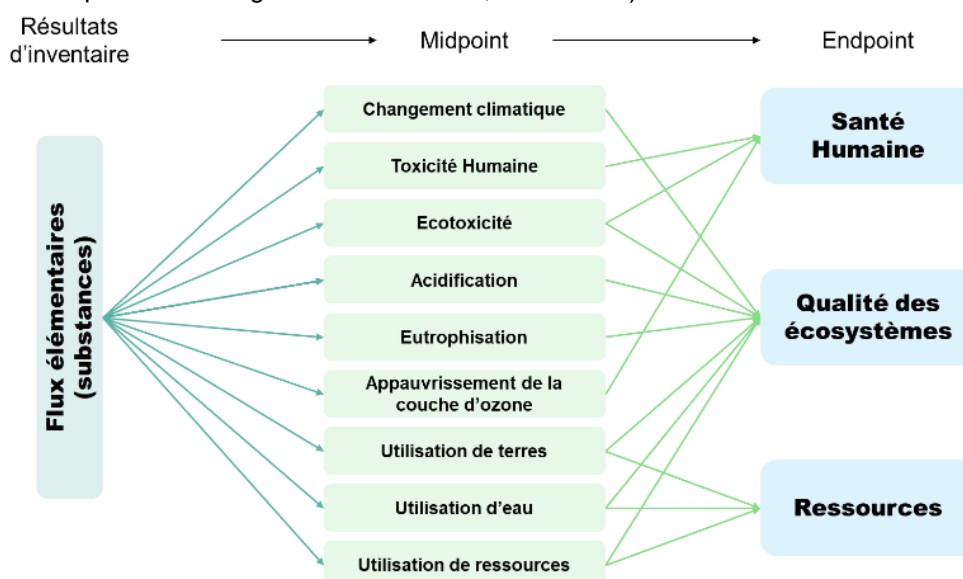


Figure 42 : Illustration de l'approche « midpoint to endpoint » (les indicateurs d'effets, de dommages et les liens de cause à effet ne sont pas exhaustifs et ne sont pas représentatifs d'une méthode de calcul donnée)

Le rôle des indicateurs « midpoint » et « endpoint » est de fournir une mesure quantitative et scientifique des impacts, de fournir une base normalisée pour analyser les impacts, et à ce titre se différencient de la pondération intrinsèquement basée sur des choix de valeur. Les catégories d'impact est le niveau d'analyse considéré le plus robuste d'un point de vue scientifique. En pratique ce niveau est donc le plus couramment utilisé pour analyser les résultats d'analyse du cycle de vie.

Les dommages sur les aires de protection est le niveau le plus complet d'analyse mais il intègre un plus haut degré d'incertitude causé par le manque de données pour décrire exhaustivement les relations de cause à effet et les interactions entre ces différentes chaînes de causalité.

Néanmoins il présente des avantages en limitant le nombre d'indicateurs et en ciblant directement des enjeux environnementaux compréhensibles par des non-experts. Ce niveau d'analyse a fait longtemps l'objet de débat dans la communauté scientifique ACV. Aujourd'hui il semble que l'intérêt d'analyser les indicateurs « endpoint » fasse davantage consensus à la fois au sein de la communauté scientifique et parmi les praticiens.

Dans tous les cas une bonne connaissance de cette méthode permet de mieux analyser les avantages et limites de l'approche de pondération actuelle et des approches alternatives.

2.2. Synthèse des limites de l'application de la normalisation et de la pondération

Nous constatons qu'il existe des limites aux principales approches pour pondérer et normaliser en ACV, un tableau synthèse des avantages et des limites est présenté Tableau 9. Les alternatives relatives au concept des limites planétaires présentent un potentiel particulièrement intéressant à explorer, la section 2.4 portera sur ce sujet.

	Influence des choix méthodologiques	Comparabilité des résultats	Subjectivité et variabilité	Uniformité et harmonisation	Adaptation aux contextes spécifiques	Cohérence des facteurs de N	Construction des panels pour la P	Comparaison des résultats d'ACV
Objectif 	Assurer une évaluation cohérente	Comparer en utilisant des références communes	Intégrer les préférences et priorités des parties prenantes dans l'évaluation	Standardiser l'évaluation environnementale en Europe	S'adapter aux différents contextes géographiques et sectoriels.	Assurer une N alignée avec les enjeux environnementaux	Définir des pondérations cohérentes via des panels d'experts et de citoyens	Offrir un cadre fiable pour comparer les produits
Avantages 	La N (normalisation) permet d'ancrer les résultats sur une base commune et la P (pondération) priorise les impacts par niveau d' importance	La N rend les résultats plus intuitifs et la P facilite la prise de décision en agrégeant les résultats pour comparer la contribution des indicateurs	La P permet de refléter les valeurs et préoccupations spécifiques des parties prenantes.	- Élimine les variations méthodologiques - Facilite l'échange et la comparaison des données entre entreprises. - Permet le soutien politique - Rend possible les dispositifs d'affichage et de labels	Large spectre de 16 catégories d'impact reconnus scientifiquement (et pour certains régionalisés) La P permet d'éviter de survaloriser des indicateurs moins robustes	Compatible avec les normes ISO (14040, 14044 et 14074) Permet une référence commune aux praticiens de l'ACV	Composition des panels de citoyens et d'experts bien documentée Processus de pondération structuré	Permet une communication simplifiée des résultats ACV aux consommateurs
Limites 	N : résultats influencés par le choix du système de référence P : aucune méthode n'est universelle, variation selon les contextes (individus, cultures, organisation, pays, ...)	N : peut ne pas refléter les priorités environnementales Contribution significative à une catégorie de faible importance ou à l'inverse minime à une catégorie plus préoccupante Contribution faible à l'échelle globale mais significative localement P : difficile d'harmoniser les critères de pondération entre différentes catégories d'impact (échelle, périmètre, effets, conséquences, ...)	Forte dépendance aux préférences des individus qui les déterminent. Evolution temporelle et géographique de ces préférences	L'uniformité impose des choix méthodologiques parfois rigides La méthodologie est spécifique à l'Europe, limitant son adoption internationale	Moins adapté aux évaluations locales (ex : gestion de l'eau dans certaines régions) Ne reflète pas toujours les efforts environnementaux locaux	Non aligné avec les seuils planétaires et stratégies internationales <i>trop élevés (ex : changement climatique) ou trop faible (ex: toxicité)</i>	Transparence limitée sur la sélection des experts et des biais/conflits d'intérêts sous-jacents Possibilité de votes multiples entre panels citoyens et experts	L'ISO 14074 déconseille l'usage de la pondération pour comparer des produits entre eux. Pourtant, certains dispositifs d'affichage s'appuient sur le Score unique PEF. → aligné avec les normes car les consommateurs font la comparaison et non les industriels (mais reste ambiguë)

Tableau 9 Synthèse des limites de l'application de la normalisation (N) et de la pondération (P) en ACV

2.3. Présentation concept limites planétaires & AESA

L'environnement planétaire est très stable (régulation de la T°, disponibilité en eau douce, cycles biogéochimiques...) depuis environ 10 000 ans, c'est la période de l'Holocène, et elle a permis aux civilisations humaines de naître puis de se développer.

Depuis la révolution industrielle, les activités humaines sont responsables de beaucoup de pollutions et risquent de rendre très instable le système planète Terre, avec des conséquences potentiellement catastrophiques pour l'être humain.

En cause surtout, les combustibles fossiles et l'agriculture intensive qui peuvent endommager de manière irréversible les systèmes de régulation dont nous dépendons (l'Holocène est censé se poursuivre pendant des milliers d'années).

Face à ce constat, le concept des limites ou frontières planétaires fut proposé pour la première fois en 2009 par une équipe internationale de chercheurs du Stockholm Resilience Centre³⁹, et qui permet d'identifier des bornes à ne pas dépasser pour garantir le maintien de l'écosystème Terre dans l'Holocène, son état actuel depuis environ 10 000 ans. Ces bornes permettent de définir un espace de sécurité pour l'espèce humaine (Terrain de jeu planétaire, ou Safe Operating Space SoS).

Le changement climatique et la perte de biodiversité sont les 2 processus les plus critiques car elles peuvent à elles seules faire basculer le système Terre, et tous les processus (enjeux) sont plus ou moins liés entre eux.

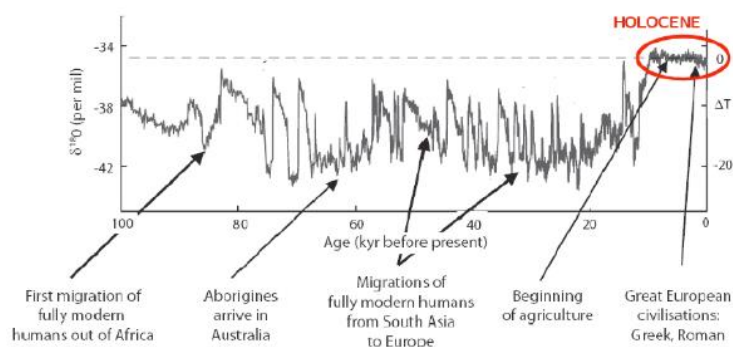


Figure 43 : illustration avec la variable de contrôle "concentration en CO2 ppm"

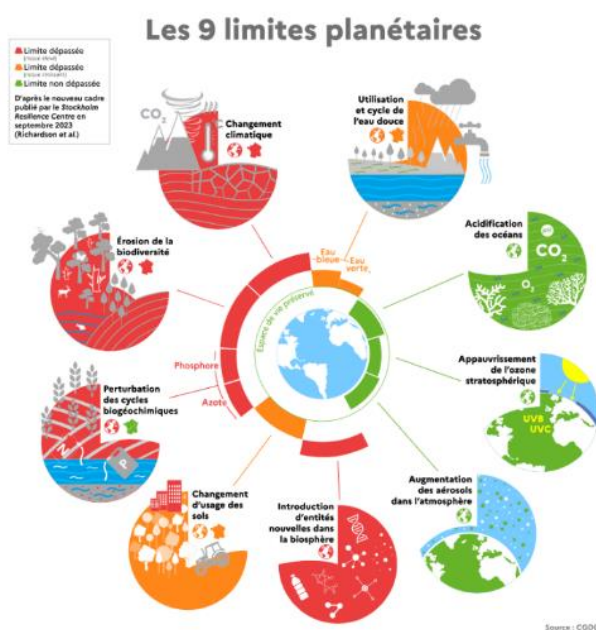


Figure 44 : mise à jour des processus en 2023 - CGDD

³⁹ Rockström et al (2009) - Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity

La dernière mise à jour date de 2023, avec 6 frontières franchies sur 9 évaluées.

Il existe une ou des variables de contrôle pour chaque processus, avec une valeur seuil. Si ces seuils sont largement dépassés, les systèmes peuvent évoluer de manière non-linéaire (changement d'état brusque) avec des conséquences graves pour l'humanité. Il faut agir sur toutes notamment car elles sont liées.

3 sciences sont mêlées et utilisées :

- Économie écologique,
- Génie écologique,
- Résilience des systèmes.

Les principales limites et incertitudes concernent :

- La quantification des seuils,
- Les liens entre les limites ou processus,
- La prédiction des effets irréversibles et catastrophiques.

L'AESA (Absolute Environmental Sustainability Assessment ou Evaluation absolue de la soutenabilité environnementale) est une ACV dite « absolue » puisqu'elle permet suite à une caractérisation ou normalisation basée sur les limites planétaires, puis à une descente d'échelle (qui permet d'allouer un budget écologique restant pour le produit ou système évalué) d'évaluer la soutenabilité en absolu et non plus de manière relative.

2.4. Couplage ACV et limites planétaires

Il existe trois possibilités de coupler l'ACV au concept des limites planétaires, avec pour chacune son lot de potentiel, de freins et limites pour son déploiement à grande échelle.

- A l'étape de caractérisation,
- A l'étape de normalisation,
- A l'étape de pondération.

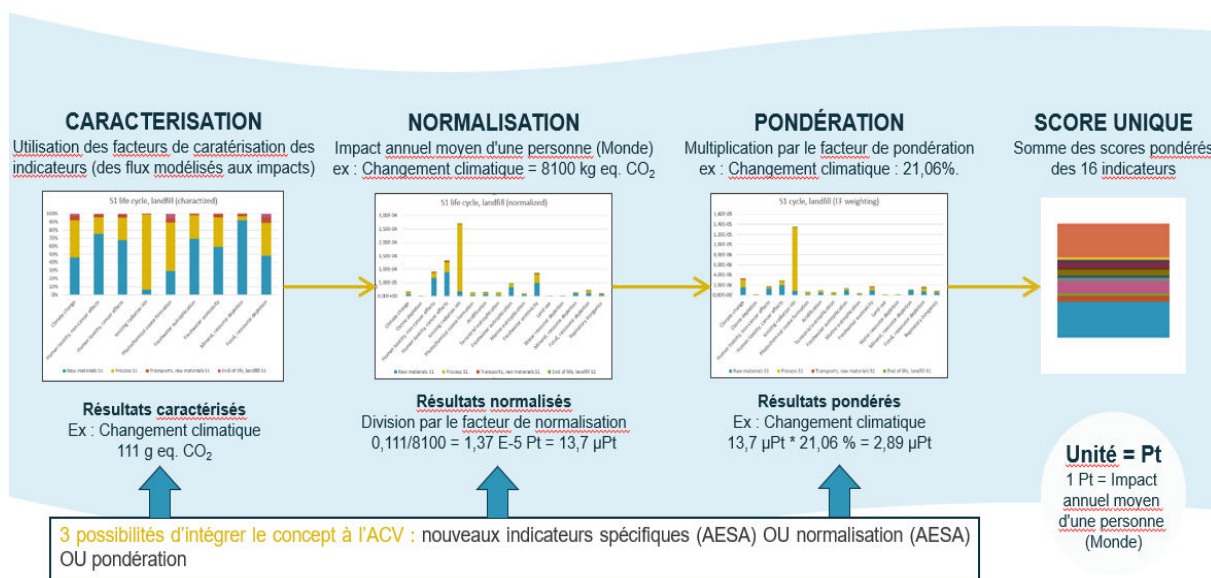


Figure 45 : Les types de couplage possibles entre limites planétaires et ACV

Dans l'ordre chronologique des étapes d'une ACV, nous allons expliciter le processus de mise en œuvre à chacune avec l'appui de plusieurs publications ou rapports synthétisés ci-après.

Caractérisation

Le couplage à l'étape de caractérisation est en dehors du périmètre de ce projet mais est traité pour aider à la compréhension de l'ensemble. Il s'agit de créer de nouveaux indicateurs d'impact directement calés sur les métriques des 9 limites planétaires.

Dans les travaux de thèse de Morten Ryberg qui se sont achevée en 2018⁴⁰, les auteurs reconnaissent que « Le fait de vouloir faire correspondre les indicateurs ACV et les limites planétaires est compliqué car il existe un désalignement général dans la portée et les cheminements d'impact entre les indicateurs ACV existants et les variables de contrôle limites planétaires (Laurent et Owsianiak, 2017 ; Ryberg et al., 2016). »

Cette approche de couplage est testée sur une étude de cas hypothétique concernant le lavage du linge au niveau de l'UE.

Ils ont également testé 4 principes de partage pour attribuer une part de l'espace sécurisé (SoSOS, descente d'échelle après avoir réalisé l'ACV) au lavage du linge et évalué si les impacts se situaient dans les limites de la part attribuée (soutenable ou pas). Ces principes de partage peuvent faire varier les résultats de manière significative.

Sharing principle	Equation	Share of safe operating space assigned to the studied system (aSP _{SP})
EU per cap & FCE (Egalitarian)	$aSP_{PB,SP} = \frac{P_{EU}}{P_{World}} \times \frac{FCE_{EU, washing}}{FCE_{EU}}$ Where aSP _{SP} is the share of the safe operating space assigned to the system under study. P _{EU} is the population in the EU, P _{World} is the World population, FCE _{EU, washing} is the amount spent by consumer on laundry washing (i.e. detergent product, electricity, water) in the EU, and FCE _{EU} is the total final consumption expenditure of the EU.	0.018%
FCE only (Egalitarian)	$aSP_{PB,SP} = \frac{FCE_{EU, washing}}{FCE_{World}}$ Where FCE _{World} is the total global final consumption expenditure.	0.039%
EU per cap & GVA (Egalitarian)	$aSP_{PB,SP} = \frac{P_{EU}}{P_{World}} \times \frac{GVA_{EU, washing}}{GVA_{EU}}$ Where GVA _{EU, washing} is gross value added from laundry washing (detergent products only) in the EU, and GVA _{EU} is the total gross value added in the EU.	0.007%
Status quo (Non-egalitarian)	$aSP_{PB,SP} = \frac{I_{EU, washing, x}}{I_{World, x}}$ Where aSP _{SP} is the share of the safe operating space assigned to the system under study for Planetary Boundary x (PB _x). I _{EU, washing, x} is the impact on PB _x from laundry washing in the EU, I _{World, x} is the current global level of impact on PB _x .	Climate change - Energy imbalance 0.25% Climate change - CO₂ concentration 0.36% Stratospheric ozone depletion 0.00001% Ocean acidification 0.24% Biogeochemical flows - Regional P 0.04% Biogeochemical flows - N 0.09% Land-system change - Global 0.02% Land-system change - Boreal 0% Land-system change - Tropic 0.03% Land-system change - Temperate 0.00001% Freshwater use - Global 0.06% Freshwater use - Basin dry 0.002% Freshwater use - Basin semidry 0.0002% Freshwater use - Basin humid 0.70% Atmospheric aerosol loading 0.05%

Figure 46 : différentes approches pour l'allocation du reste à émettre (descente d'échelle) pour AESA

Cela a conduit à la création de 14 indicateurs pour 9 limites planétaires (par exemple 2 indicateurs sur « climate change » pour les 2 variables de contrôle : concentration CO₂ en ppm et forçage radiatif en W/m²).

Elle implique donc de créer tous les facteurs de caractérisation associés ainsi que les flux et substances pris en compte en arrière-plan.

⁴⁰ Ryberg et al (2018) - How to bring absolute sustainability into decision-making: An industry case study using a Planetary Boundary-based methodology

Impact category	Unit	Scenarios							
		#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7	#8
Climate change - Energy imbalance	Wm ⁻²	5.8×10 ⁻³ /0.58% (2.7)	3.1×10 ⁻³ /0.31% (2.4)	5.4×10 ⁻³ /0.54% (2.8)	3.0×10 ⁻³ /0.30% (2.2)	5.3×10 ⁻³ /0.53% (2.7)	5.1×10 ⁻³ /0.51% (2.5)	5.0×10 ⁻³ /0.50% (2.4)	1.5×10 ⁻³ /0.15% (1.5)
Climate change - CO ₂ concentration	ppm	4.3×10 ⁻³ /0.60% (2.8)	2.2×10 ⁻³ /0.30% (2.5)	4.0×10 ⁻³ /0.55% (2.9)	2.2×10 ⁻³ /0.30% (2.2)	4.0×10 ⁻³ /0.55% (2.7)	3.8×10 ⁻³ /0.53% (2.6)	3.7×10 ⁻³ /0.52% (2.4)	1.1×10 ⁻³ /0.15% (1.5)
Stratospheric ozone depletion	DU	9.4×10 ⁻⁶ /0.00% (3.5)	7.0×10 ⁻⁶ /0.00% (2.7)	8.6×10 ⁻⁶ /0.00% (4.1)	3.9×10 ⁻⁶ /0.00% (2.2)	9.3×10 ⁻⁶ /0.00% (3.8)	9.4×10 ⁻⁶ /0.00% (3.6)	9.3×10 ⁻⁶ /0.00% (3.6)	3.1×10 ⁻⁶ /0.00% (1.8)
Ocean acidification	mol	1.3×10 ⁻³ /0.19% (2.8)	6.7×10 ⁻⁴ /0.10% (2.5)	1.2×10 ⁻³ /0.18% (2.9)	6.7×10 ⁻⁴ /0.10% (2.2)	1.2×10 ⁻³ /0.18% (2.7)	1.2×10 ⁻³ /0.17% (2.6)	1.1×10 ⁻³ /0.17% (2.4)	3.3×10 ⁻⁴ /0.05% (1.5)
Biogeochemical flows – P, regional	Tg P yr ⁻¹	5.6×10 ⁻³ /0.09% (3.9)	5.7×10 ⁻³ /0.09% (2.1)	5.5×10 ⁻³ /0.09% (3.1)	5.5×10 ⁻³ /0.09% (2.2)	3.4×10 ⁻³ /0.05% (2.4)	5.6×10 ⁻³ /0.09% (4.9)	3.4×10 ⁻³ /0.05% (2.3)	3.3×10 ⁻³ /0.05% (2.0)
Biogeochemical flows – N, global	Tg N yr ⁻¹	1.3×10 ⁻³ /0.21% (2.0)	8.7×10 ⁻⁴ /0.14% (1.8)	1.2×10 ⁻³ /0.20% (2.1)	8.6×10 ⁻⁴ /0.14% (1.7)	1.1×10 ⁻³ /0.17% (2.2)	1.3×10 ⁻³ /0.21% (2.0)	1.1×10 ⁻³ /0.17% (2.1)	5.1×10 ⁻⁴ /0.08% (1.7)
Land-system change – Global	%	7.5×10 ⁻³ /0.03% (2.1)	7.5×10 ⁻³ /0.03% (2.1)	7.5×10 ⁻³ /0.03% (2.1)	7.5×10 ⁻³ /0.03% (2.1)	3.7×10 ⁻³ /0.01% (2.1)	7.5×10 ⁻³ /0.03% (2.1)	3.7×10 ⁻³ /0.01% (2.0)	3.7×10 ⁻³ /0.01% (2.1)
Land-system change – Tropic	%	2.1×10 ⁻³ /0.14% (2.1)	2.1×10 ⁻³ /0.14% (2.1)	2.1×10 ⁻³ /0.14% (2.1)	2.1×10 ⁻³ /0.14% (2.1)	1.0×10 ⁻³ /0.07% (2.1)	2.1×10 ⁻³ /0.14% (2.1)	1.0×10 ⁻³ /0.07% (2.0)	1.1×10 ⁻³ /0.07% (2.1)
Land-system change – Temperate	%	2.6×10 ⁻³ /0.00% (2.1)	1.4×10 ⁻³ /0.00% (2.1)	2.4×10 ⁻³ /0.00% (2.1)	1.3×10 ⁻³ /0.00% (2.1)	2.5×10 ⁻³ /0.00% (2.1)	2.6×10 ⁻³ /0.00% (2.1)	2.5×10 ⁻³ /0.00% (2.0)	8.5×10 ⁻⁴ /0.00% (2.1)
Freshwater use – Global	km ³ yr ⁻¹	1.3/0.04% (1.5)	1.5/0.04% (1.6)	1.4/0.04% (1.5)	1.5/0.04% (1.6)	1.4/0.04% (1.6)	1.5/0.04% (1.6)	1.4/0.04% (1.6)	1.3/0.03% (1.6)
Freshwater use – Basin dry	-	3.2×10 ⁻⁶ /0.00% (1.8)	3.9×10 ⁻⁶ /0.00% (1.9)	3.0×10 ⁻⁶ /0.00% (1.9)	2.4×10 ⁻⁶ /0.00% (1.6)	3.0×10 ⁻⁶ /0.00% (1.8)	3.2×10 ⁻⁶ /0.00% (1.8)	3.0×10 ⁻⁶ /0.00% (1.8)	2.4×10 ⁻⁶ /0.00% (1.5)
Freshwater use – Basin semidry	-	8.6×10 ⁻⁷ /0.00% (1.7)	1.0×10 ⁻⁶ /0.00% (1.8)	8.2×10 ⁻⁷ /0.00% (1.8)	7.0×10 ⁻⁷ /0.00% (1.6)	8.1×10 ⁻⁷ /0.00% (1.9)	8.6×10 ⁻⁷ /0.00% (1.8)	8.1×10 ⁻⁷ /0.00% (1.7)	6.8×10 ⁻⁷ /0.00% (1.5)
Freshwater use – Basin humid	-	2.0×10 ⁻⁷ /0.02% (3.3)	1.5×10 ⁻⁷ /0.02% (3.2)	1.8×10 ⁻⁷ /0.02% (3.3)	1.3×10 ⁻⁷ /0.01% (1.2)	1.9×10 ⁻⁷ /0.02% (1.9)	2.0×10 ⁻⁷ /0.02% (3.1)	1.9×10 ⁻⁷ /0.02% (3.0)	1.1×10 ⁻⁷ /0.01% (1.2)
Atmospheric aerosol loading	-	7.3×10 ⁻⁷ /0.07% (2.0)	5.2×10 ⁻⁷ /0.05% (1.7)	6.8×10 ⁻⁷ /0.06% (2.0)	4.6×10 ⁻⁷ /0.04% (1.6)	6.2×10 ⁻⁷ /0.06% (2.1)	7.3×10 ⁻⁷ /0.07% (2.0)	6.2×10 ⁻⁷ /0.06% (2.0)	3.0×10 ⁻⁷ /0.03% (1.6)

Figure 47 : indicateurs limites planétaires en ACV et type de résultats

L'étude de cas a conduit à ce type de résultats (ci-dessus) et interprétation suivante.

« Les impacts caractérisés pour le scénario de référence indiquent que le lavage annuel du linge dans l'UE conduirait, par exemple, à une concentration atmosphérique de CO₂ de 0,43 ppm, ce qui représente 0,6 % de l'espace opérationnel sûr pour le changement climatique. Cela est principalement dû aux émissions de CO₂ fossile, principalement dues à la consommation d'énergie pendant la phase d'utilisation (65 % de l'impact total), et aux émissions de CO₂ liées à la transformation des terres (11 % de l'impact total). »

Cette méthode est une des deux méthodes permettant de réaliser une ACV « absolue » ou AESA.

Normalisation

L'autre méthode de couplage qui permet de réaliser une AESA est l'utilisation de facteurs de normalisation, tout en procédant de la même manière ensuite à une descente d'échelle avec attribution d'une part de l'espace sécurisé avec les différents principes de partage.

Le rapport « *La France face aux neuf limites planétaires* »⁴¹ utilise le concept des limites planétaires pour évaluer la performance environnementale à l'échelle française.

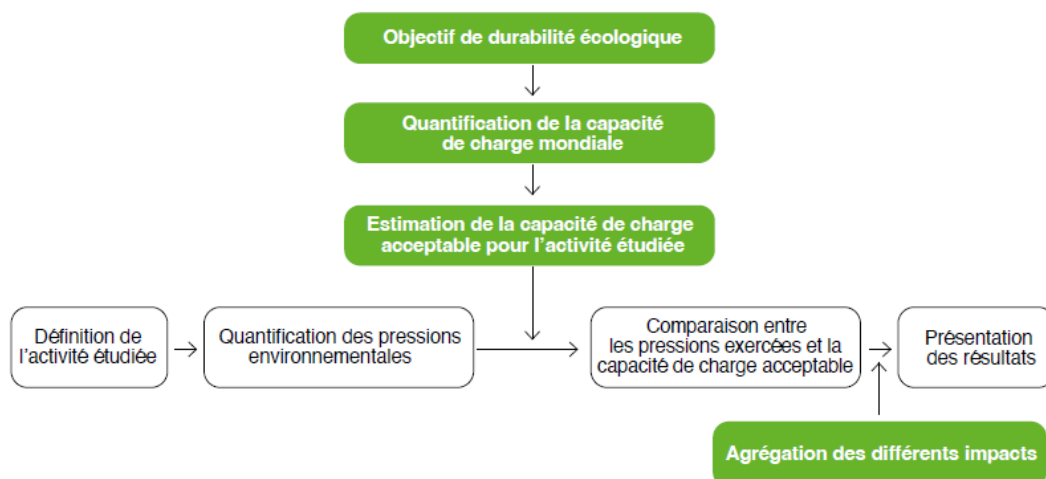
Dans ce cadre, il explore également les possibilités de descente d'échelle pour un territoire et une organisation, dans une optique de développement durable.

- Exemple 1 : sur le portefeuille de produits agroalimentaires d'une entreprise de la grande distribution
 - Exemple 2 : sur un territoire, celui du schéma de cohérence territoriale (SCoT) du Sud-Loire
- « La question de la « descente d'échelle » du cadre des limites planétaires, tant au niveau des territoires que d'activités spécifiques, fait l'objet de plusieurs centaines de publications scientifiques depuis 2015. Un groupe de publications, particulièrement fourni, propose des méthodes « d'évaluation absolue de la soutenabilité environnementale » qui visent à combiner analyse de cycle de vie et limites planétaires pour évaluer la soutenabilité d'une activité donnée (service, produit, ou entreprise, par exemple). »

Dans les deux cas d'AESA, à l'étape caractérisation ou normalisation, il faut choisir des principes de partage pour répartir les impacts planétaires entre les différentes activités humaines. C'est cette étape qui permet de passer d'une évaluation ACV dite « relative » à une ACV dite « absolue ».

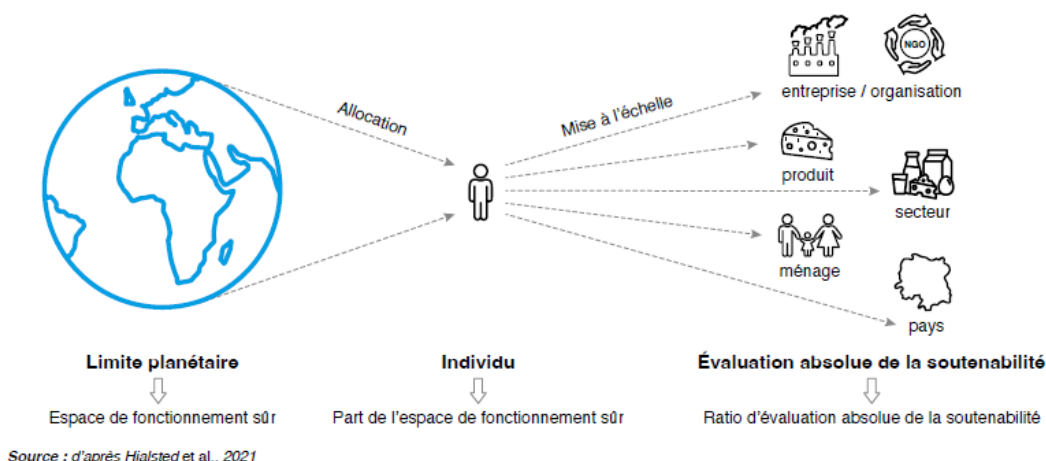
⁴¹ Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires (2023) - La France face aux neuf limites planétaires

Schéma 2 : cadre de la méthode d'évaluation absolue de la durabilité environnementale



Source : Bjørn et al., 2019

Figure 48 : cadre pour l'AESA



Source : d'après Hjalsted et al., 2021

Figure 49 : principe de la descente d'échelle pour une AESA

Le Pôle éco-conception le reconnaît, dans sa note de synthèse sur les limites planétaires de 2023⁴², « L'AESA est novatrice et pertinente dans le sens où elle permet de savoir si un système permet de rester dans les limites planétaires, contrairement à d'autres méthodes d'analyses qui ne permettent que de savoir si un système est relativement plus soutenable qu'un autre système de référence. L'analyse n'est plus relative mais absolue : soit on est soutenable soit on ne l'est pas. »

Et de compléter : « A date, il n'existe à ce jour aucune exigence quant à la performance environnementale attendue en sortie de processus d'écoconception. De plus, rien ne garantit qu'un système éco-conçu soit en phase avec les seuils des limites planétaires. »

Le Pôle a appliqué cette méthode AESA (avec normalisation) sur une robe Made in France (produit textile), afin de dégager un scénario d'utilisation durable du produit, et avec les 2 grandes étapes suivantes pour rappel :

- Faire l'ACV du produit ou système
- Attribuer une allocation ou définir un budget écologique (reste à émettre)

⁴² Pôle éco-conception (2023) – Note de synthèse limites planétaires

Concernant les AESA, une autre publication d'Anders Bjorn notamment⁴³, réalise la 1^{ère} revue globale des ACV absolues réalisés jusqu'à 2020 donc, et selon les deux approches possibles. Ils ont analysé 45 études, avec leurs forces et faiblesses, puis formulés des recommandations aux praticiens.

En préambule, le constat est dressé de la manière suivante : « augmentation de l'éco-efficience (impacts/unité PIB) mais largement inférieure à la croissance économique (effet rebond, relatif VS absolu). »

La figure ci-dessous montre l'approche méthodologique utilisée afin de réaliser une ACV absolue ou AESA, entre 2002 et 2019, et la couverture des enjeux environnementaux. La communauté scientifique s'intéresse donc depuis un certain temps à cette possibilité de coupler l'ACV et les limites planétaires, que ce soit en créant de nouveaux indicateurs calés directement sur le concept ou en utilisant les indicateurs classiques de l'ACV.

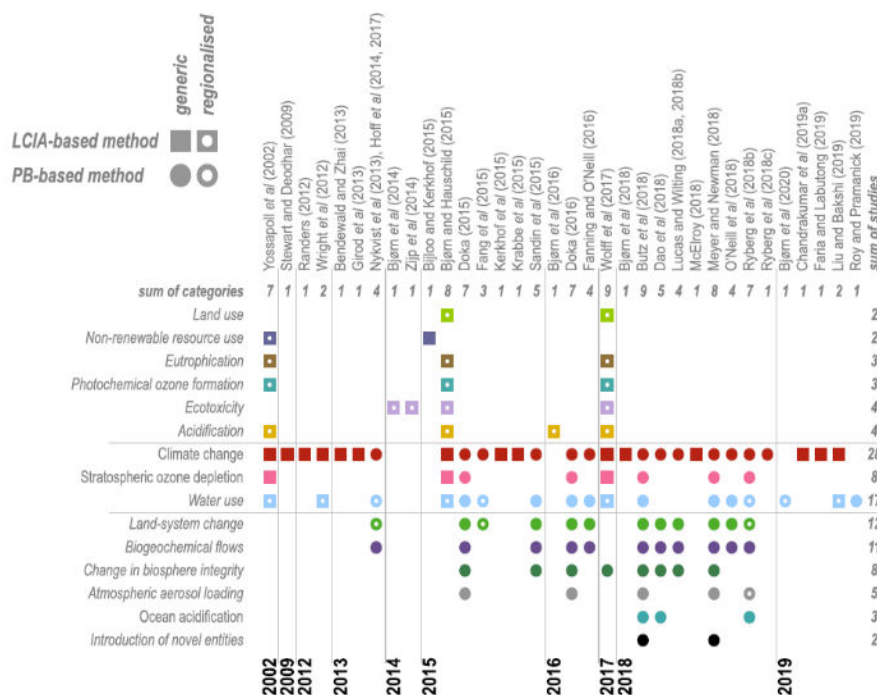


Figure 50 : revue et synthèse des AESA réalisées depuis 2002 - Bjorn et al 2020

Deux autres publications traitent de la normalisation limites planétaires en ACV, un rapport Score LCA⁴⁴ et une autre publication de Sala et al⁴⁵.

⁴³ Bjorn et al (2020) - Review of life-cycle based methods for absolute environmental sustainability assessment and their applications

⁴⁴ Score LCA (2017) - Enjeux environnementaux, hiérarchisation et intégration stratégique : quelle place pour l'ACV et les limites planétaires

⁴⁵ Sala et al (2020) - Environmental sustainability of European production and consumption assessed against planetary boundaries

Le 1^{er} utilise les facteurs proposés par Bjorn et al (2015) sur un cas pratique, le véhicule thermique vs électrique. Cela ne couvre donc qu'une partie des indicateurs de l'EF (10 seuils sur 16 indicateurs).

Ce cas d'étude s'inscrit dans une réflexion plus globale sur la place de l'ACV et des limites planétaires dans les stratégies des entreprises.

Les auteurs expliquent que « Afin que les stratégies définies soient efficaces, les entreprises ont besoin d'outils d'évaluation et de suivi de leurs actions. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV), méthodologie d'évaluation environnementale multicritères, est un de ces outils. La possibilité d'intégrer les limites planétaires en ACV a très rapidement été perçue par les « ACVistes » comme particulièrement intéressante, car elle permettrait d'enrichir l'interprétation des résultats par une référence absolue et non plus relative. »

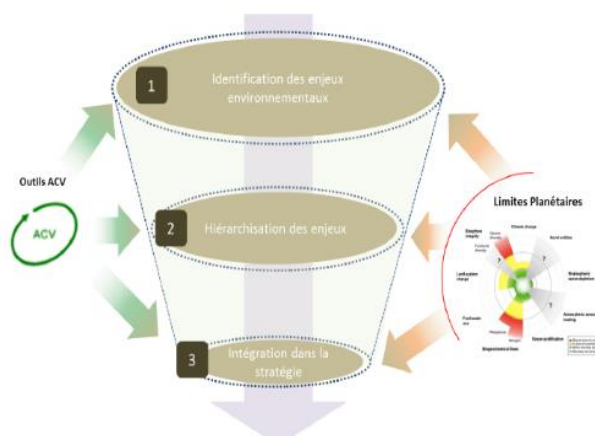


Figure 1 : Schéma d'articulation entre les différentes composantes et parties de l'étude

Figure 51 : schéma d'articulation entre les différentes composantes ACV, limites planétaires et processus décisionnel

L'enjeu d'après les auteurs est de déployer ce qui a été fait sur le climat aux autres limites (processus long).

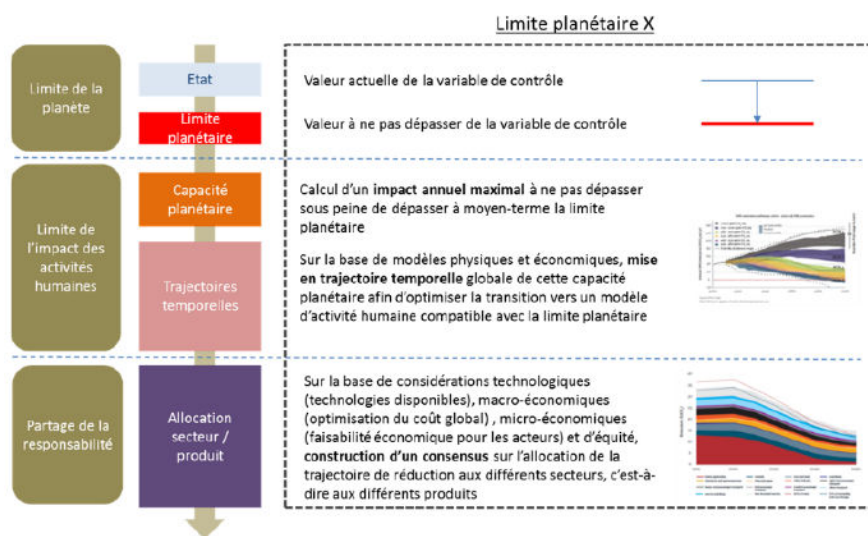


Figure 9 : Schéma général de mise en œuvre des Limites Planétaires (I Care & Consult, 2017)

Figure 52 : Schéma général de mise en œuvre des limites planétaires

La deuxième publication plus récente de Sala et al permet d'aller plus loin et en particulier de proposer un set de facteurs de normalisation limites planétaires sur les 16 catégories d'impacts cette fois. Le seul qui n'est pas compatible avec l'EF est le « Land use » avec une unité différente (kg de sols perdus plutôt que des Pts dans l'EF).

Dans cette étude, les impacts de la production et de la consommation des pays européens de l'Union en 2010 ont été évalués au moyen d'indicateurs basés sur l'analyse du cycle de vie (ACV) et comparés aux limites planétaires. Les impacts sont évalués selon une approche « production UE » ou « consommation dans l'UE », avec différentes bases de données et approches.

Les principaux objectifs sont de :

- Comparer les alternatives basées sur l'ACV (indicateurs) pour évaluer les impacts et la durabilité environnementale absolue de la production de l'UE-28 et système de consommation
- Présenter une liste complète d'indicateurs basés sur les limites planétaires en relation avec les 16 impacts de la méthode EF

Le schéma permet d'illustrer les liens entre les indicateurs d'impacts en ACV et les limites planétaires (non exhaustif par exemple sur épuisement des ressources métalliques, car pas seulement lié aux GES).

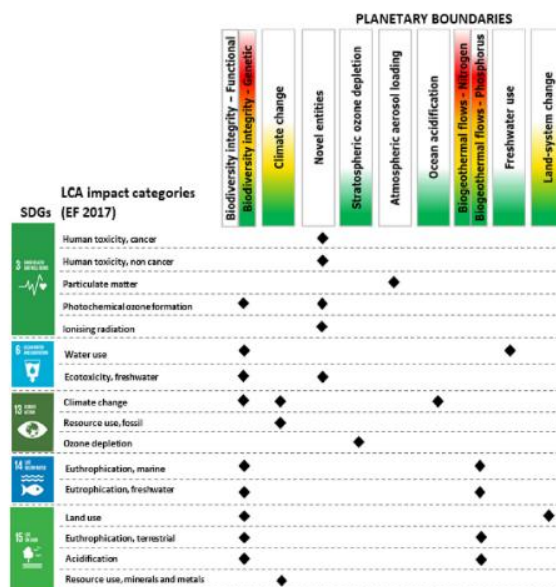


Fig. 1. Connection between the LCA impact categories of the Environmental Footprint method (EF), the Sustainable Development Goals (SDGs), and the planetary boundaries (PBs).

Figure 53 : liens entre limites planétaires et indicateurs ACV du PEF

Tous les facteurs de normalisation sont repris de la publication de Bjorn et al 2015 ou adaptés/recalculés pour chacun des 16 indicateurs de l'EF.

Il est également précisé que d'autres approches existent pour le couplage (comme mentionné plus haut) : « Jusqu'à présent, les limites planétaires ont été principalement utilisés en ACV comme référence de normalisation pour mesurer la durabilité absolue des produits ou des services (Bjørn et Hauschild, 2015). Cependant, d'autres moyens peuvent être exploré dans lequel le concept de PB peut être intégré dans l'ACV, comme étant adopté comme base pour une méthode d'évaluation d'impact spécifique » (caractérisation). « Il est aussi possible de faire de la pondération limites planétaires (approche distance à la cible, en fonction du dépassement ou pas de chacune des limites), mais pas encore de consensus au sein de la communauté scientifique (moins mature). »

Pondération

La dernière manière de coupler l'ACV aux limites planétaires se situe donc à l'étape de pondération. Il est important de préciser à ce stade :

- Qu'il n'est pas possible de cumuler ces 3 approches, il faut choisir sinon cela fait doublon
- Que la pondération n'est pas une ACV « absolue » ou AESA (car pas de descente d'échelle et attribution d'une part du reste à émettre)

Le principal cas d'application connu et utilisé pour cette approche est le travail conjoint du cabinet Quantis et de l'entreprise L'Oreal, pour leurs travaux depuis un certain nombre d'années sur la pondération limites planétaires.

En effet, L'Oreal réalise des ACV produits depuis longtemps et utilise depuis 2015 environ le concept des limites planétaires pour disposer d'un score unique environnemental, via l'outil SPOT.

Leurs ACV utilisent 14 indicateurs afin de couvrir les enjeux ci-dessous.

FIGURE 2: CATEGORIES OF ENVIRONMENTAL IMPACT FACTORS COVERED

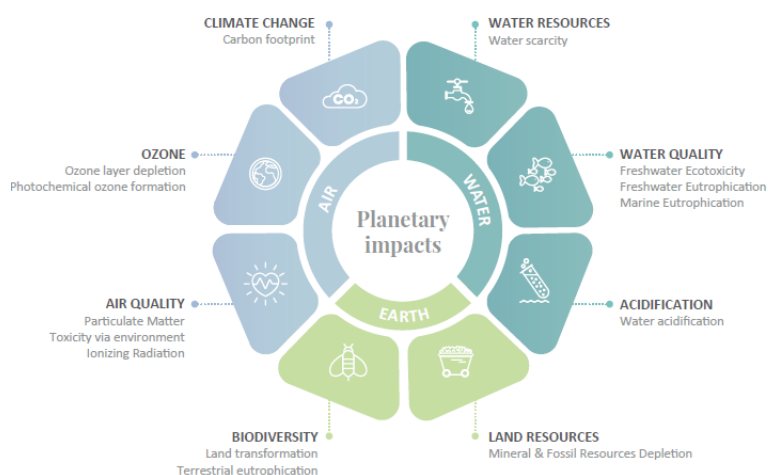


Figure 54 : indicateurs ACV couverts par la méthode L'Oréal

Après caractérisation des impacts du produit, ils utilisent la normalisation avec les facteurs Monde du JRC (EF) puis une pondération avec des facteurs limites planétaires développés avec Quantis (reprise des travaux de Bjorn et du JRC, adaptés et complétés).

TABLE 3: WEIGHING VALUES OF ENVIRONMENTAL (NORMALISED) FOOTPRINTS USED IN SPOT

IMPACT	WEIGHING VALUE	UNIT
Climate Change	25.497%	dimensionless (%)
Water Scarcity	1.397%	dimensionless (%)
Freshwater Ecotoxicity	2.314%	dimensionless (%)
Freshwater Eutrophication	8.778%	dimensionless (%)
Marine Eutrophication	1.500%	dimensionless (%)
Water Acidification	1.449%	dimensionless (%)
Fossil & Mineral Resources Depletion	11.125%	dimensionless (%)
Land Transformation	25.427%	dimensionless (%)
Terrestrial Eutrophication	0.829%	dimensionless (%)
Particulate Matter	16.250%	dimensionless (%)
Toxicity via Environment	3.167%	dimensionless (%)
Ionising Radiation	0.040%	dimensionless (%)
Ozone Depletion	0.755%	dimensionless (%)
Photochemical Ozone Formation	1.471%	dimensionless (%)

Figure 55 : pondération L'Oréal en ACV

Cela leur permet de restituer un résultat en score unique avec une note allant de A à E.

Overall Environmental Impact

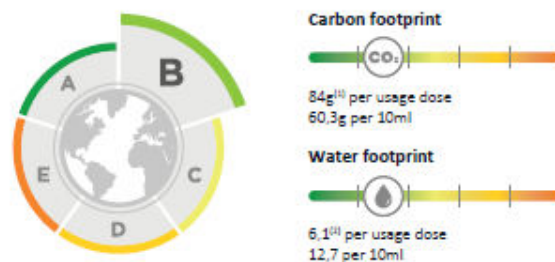


Figure 56 : score unique L'Oreal

Revue globale

En 2024, une publication avec revue globale⁴⁶ explore les différentes possibilités et potentiels associés, et met en lumière les limites et perspectives d'amélioration à venir.

Les auteurs font le constat que « Le cadre des LP a suscité un large intérêt dans le monde universitaire et au-delà parce qu'il opérationnalise le concept d'évaluation environnementale absolue (Bjorn et al., 2020) tout en offrant une approche outillée pour la gouvernance mondiale en matière de durabilité. Depuis sa création, il y a eu une augmentation exponentielle des articles scientifiques explorant le développement, l'application et les implications des LP (Chen et al., 2022). Le concept des LP influence également de plus en plus l'élaboration des politiques scientifiques et les stratégies d'entreprise et d'investissement (agenda 2030 ONU, 7^e Congrès environnemental de l'UE « Bien vivre, dans les limites de notre planète », durabilité absolue dans le Green Deal, ...). Un domaine d'application clé du cadre des LP est l'ACV (Chen et al., 2022 ; Downing et al., 2019). »

Ils rappellent également que dans le cadre d'une AESA (ACV absolue), la transgression d'une limite suffit à déclarer le produit ou système non soutenable.

Leurs principales conclusions sont les suivantes :

- Nous avons constaté une inadéquation importante entre les catégories PB et ACV : des liens forts ne peuvent être établis pour moins de la moitié des catégories PB et ACV
- Harmoniser les unités des LP et des indicateurs ACV est essentiel pour les applications AESA avec normalisation
- Nous recommandons que toute étude AESA interprète les résultats à l'aide de plusieurs principes d'allocation
- Nous soutenons que l'AESA a le niveau le plus élevé de potentiel d'utilisation généralisée, mais aussi le plus d'hypothèses et d'incertitudes

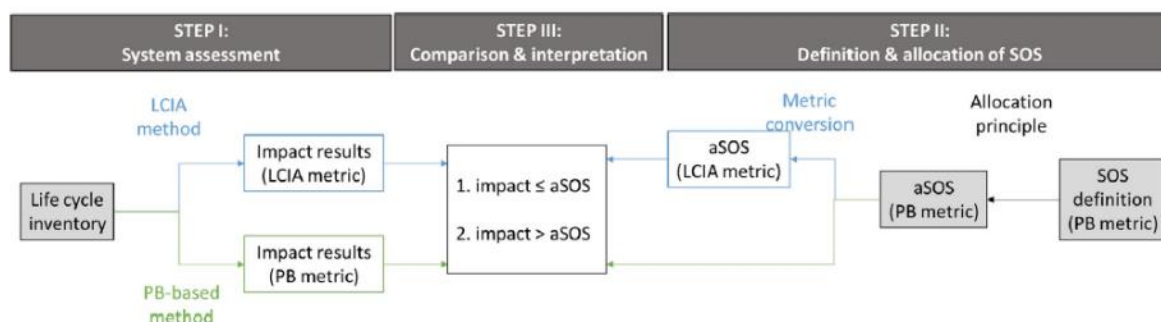


Fig. 2. Steps for operationalizing AESA. SOS: Safe Operating Space; aSOS: Allocated share of SOS.
Source: Adapted from Clausen et al. (2024).

Figure 57 : types d'AESA

⁴⁶ Paullilo et al (2024) - Approaches to incorporate Planetary Boundaries in Life Cycle Assessment: A critical review

3. Cas d'étude

Objectifs : Identifier les enjeux et évaluer les variations occasionnées par les pistes d'évolution sur des cas d'étude représentatifs de situations pré-identifiées comme pertinentes.

Dans cette partie, les cas d'étude discutés et validés lors de la réunion de lancement sont rappelés et précisés ci-dessous. Pour mutualiser l'effort de modélisation avec le volet CFF, il avait été convenu d'utiliser des données génériques de la base Ecoinvent sans calculs ni modélisation pour :

- **Cas d'étude n°1 :** comparaison des méthodes pour une donnée générique matière, 1 kg d'acier monde
- **Cas d'étude n°2 :** comparaison des méthodes pour une donnée générique énergie, 1 kWh d'électricité française
- **Cas d'étude n°3 :** comparaison des méthodes pour une donnée générique de mobilité, 1 km parcouru avec une voiture particulière en Europe

Pour chaque cas d'étude et donnée générique, nous avons comparé :

- **Méthode 1 :** La méthode **PEF actuelle (EF 3.1)**
- **Méthode 2 :** La prise en compte des **limites planétaires via la pondération** (après normalisation PEF classique)
- **Méthode 3 :** **L'ACV absolue ou AESA**, avec l'utilisation des facteurs de normalisation limites planétaires et une descente/mise à l'échelle du produit ou service)

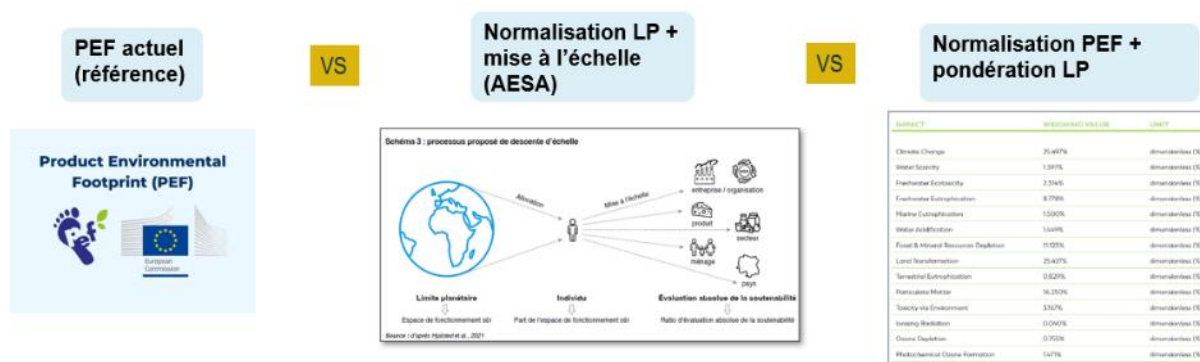


Figure 58 : Approches comparées pour le volet normalisation-pondération – cas d'étude

Compte-tenu du nombre déjà important de cas d'étude et de variante méthodologiques pour l'interprétation des résultats, avec également deux méthodes d'allocation différentes pour la mise à l'échelle mises en œuvre, nous avons décidé d'exclure du champ de l'étude les alternatives de normalisation de type production ou consommation en Europe (car déjà étudié par le JRC). Nous souhaitons également restituer des résultats de la manière la plus claire et lisible possible, par rapport au cas de référence (PEF et EF 3.1).

Résultats attendus de cette tâche :

- ✓ Analyse des pistes d'évolution et des enjeux à travers les cas d'étude
- ✓ Illustrations quantifiées des enjeux des pistes d'évolution évoquées

3.1. Méthodologie commune aux 3 cas d'étude pour la comparaison des approches

Comparaison entre méthode PEF (*méthode 1*) et intégration du concept de limite planétaire via pondération (*méthode 2*)

Pour la comparaison entre la méthode du PEF actuel et l'intégration du concept des limites planétaires via la pondération, le résultat consiste principalement à comparer :

- La **sélection des indicateurs** jugés les plus pertinents avec la règle du **80% en cumulé contribuant au score unique** environnemental
- La **valeur brute du score** unique en points

ACV absolue ou AESA (*méthode 3*)

Concernant l'**ACV absolue ou AESA**, vous trouverez ci-dessous un schéma représentant le mode opératoire de la mise à l'échelle en plusieurs étapes, qui s'applique de la même manière pour les 3 cas d'étude et type de données ecoinvent.

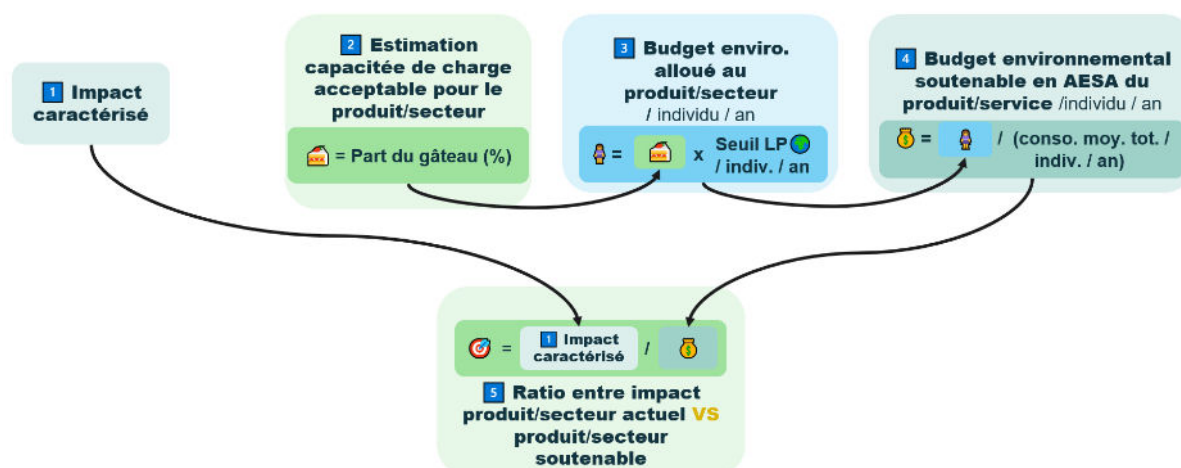


Figure 59 : processus de mise à l'échelle du produit pour l'AESA

Il existe plusieurs **principes de justice distributive** permettant de réaliser la descente ou mise à l'échelle. Ces principes ou méthodes sont utilisées pour estimer la capacité de charge (étape 2, estimation de la capacité de charge ou allocation de la part du gâteau) et pour allouer le budget environnemental au produit ou secteur étudié (étape 3, mise à l'échelle).

Dans ces cas d'études, trois principes ont été retenus et mises en œuvre (car les plus utilisées⁴⁷), à savoir :

- Pour l'estimation de la capacité de charge ou allocation de la part du gâteau (voir Figure 61) en étape 2 :
 - **L'utilitarisme** : données monétaires, part que représente le produit/secteur dans l'économie (en valeur ajoutée ou dépenses des ménages), pour calculer un % d'allocation
 - **Le principe des droits acquis ou statut quo ou clause du grand-père** : Part que représente le secteur/produit dans les impacts globaux (exemple : le textile c'est 7% environ des émissions de GES mondiales), pour calculer un % d'allocation

⁴⁷ Gonzalo Puig-Samper et al (décembre 2024) - Quantifying uncertainties in absolute environmental sustainability assessment: A general framework applied to French electricity production

- Pour la descente d'échelle en étape **3** :
 - **L'égalitarisme** : très souvent utilisé dans les AESA par défaut afin de répartir de manière égale les impacts ou budgets pour chaque être humain sur Terre, c'est le principe même de la normalisation dans le PEF et le plus souvent en ACV (facteurs de normalisation limites planétaires ou seuils qu'il ne faudrait pas dépasser par personne/an en absolu, et pour passer de l'échelle mondiale à l'individu)

Ces trois principes de justice distributive sont illustrés ci-après.

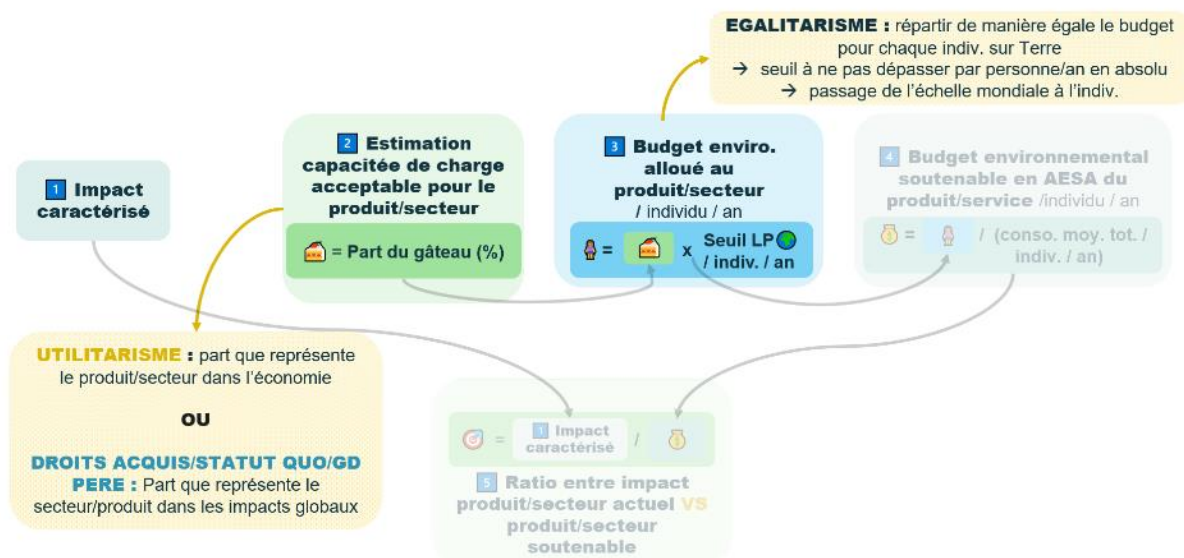


Figure 60 Les trois méthodes de justice distributive retenues pour la mise à l'échelle et la descente d'échelle

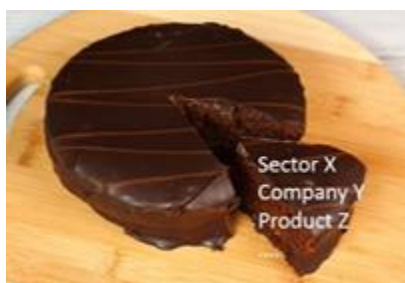


Figure 61 : principe d'estimation de la capacité de charge (ou allocation de la part du gâteau), en étape **2**

En fonction du ratio trouvé sur chaque indicateur en étape **5** à la fin du mode opératoire, le système évalué est **soutenable ou pas en absolu**, et s'il ne l'est pas (ratio > 1), cela donne une information sur la cible ou objectif à atteindre (trajectoire de réduction des impacts). Les valeurs en rouge dans les tableaux de résultats des cas d'étude (qui suivent) indiquent un ratio > 1, et donc un produit non soutenable avec sa distance à la cible à atteindre.

Compare the assigned share to the impact

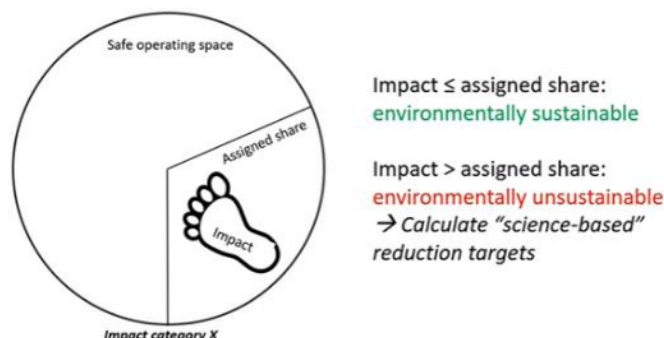


Figure 62 : comparaison entre le produit actuel et le produit soutenable en absolu, afin de calculer un ratio

Il est donc ensuite possible de croiser le résultat obtenu sur chacun des indicateurs ACV avec les limites planétaires (car plus ou moins liés), et d'envisager des trajectoires de réduction des impacts en multi-critères (à l'instar de la démarche SBTi sur les GES).

3.2. Résultats cas d'étude acier

La donnée générique ecoinvent retenue est 1 kg de "Steel, low-alloyed {GLO}| market for steel, low-alloyed | Cut-off, S".

Ce choix est guidé principalement par le fait que cette matière est échangée largement sur le marché mondial (donnée GLO), et que c'est la donnée générique « acier » la plus couramment utilisée en ACV lorsque nous ne disposons pas de données spécifiques sur la nuance utilisée notamment (low-alloyed). Pour information, cette donnée est constituée d'environ 75% d'acier « converter » de haut-fourneau et 25% d'acier « électrique » à partir de déchets, avec un scénario de transport mondial associé.

Comparaison PEF actuel vs pondération limites planétaires (PLP)

Tableau 10 : résultats comparés PEF actuel et PLP

1 PEF actuel		2 PLP	
Contribution au score unique, > 80% :		Contribution au score unique, > 80% :	
Changement climatique	32,4%	Changement climatique	38,2%
Particules fines	15,8%	Particules fines	27,9%
Utilisation des minéraux et métaux	15,2%	Utilisation des minéraux et métaux	9,9%
Utilisation des ressources fossiles	9,3%	Utilisation des ressources fossiles	6,7%
Acidification	5,4%		
Toxicité humaine, cancérigène	4,9%		
Score unique = 182,3 μ Pts		Score unique = 187,2 μ Pts (+2,7%)	

En synthèse :

- Les résultats caractérisés sont évidemment identiques (ex : 2,12 kgCO₂e/kg d'acier)
- Normalisation identique entre les 2 approches (classique PEF, échelle Monde)
- La sélection des indicateurs est un peu différente avec moins d'indicateurs, mais dans le même ordre
- Un score unique en brut légèrement différent et supérieur (+2,7%)

Globalement sur l'acier, l'alternative de pondération des limites planétaires (PLP) ne change pas la nature de l'ACV, relative et non absolue, et nous observons des changements peu significatifs dans la manière d'interpréter les résultats : sélection des indicateurs et score unique en résultat brut. Cette approche est donc intéressante pour de la « performance tracking » d'un produit, avec un score unique qui prend davantage en compte les limites planétaires.

ACV absolue ou AESA, avec mise à l'échelle

Ci-après sont présentés les résultats selon la méthode d'allocation de l'utilitarisme (avec valeur ajoutée et PIB) :

Indicateurs ACV	Unité	1 Impacts caractérisés	2 allocation par secteur	3 budget enviro acier/personne/an	4 Budget enviro 1 kg acier soutenable	5 Ratio et distance à la cible
Climat change	kg CO ₂ eq	2,12E+00		5,71E+00		
Ozone depletion potential	kg CFC-11 eq.	1,02E-08		4,52E-04	1,92E-06	0,01
Human toxicity, cancer	CTUh	7,24E-09		8,06E-07	3,43E-09	2,11
Human toxicity, non-cancer	CTUh	3,99E-08		3,44E-06	1,46E-08	2,73
Particulate matter	Disease incidence	1,91E-07		4,33E-07	1,84E-09	103,90
Ionising radiation	kBq U-235 eq.	2,36E-02		4,42E+02	1,88E+00	0,01
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq.	6,90E-03		3,41E-01	1,45E-03	4,76
Acidification	mol H+ eq	8,89E-03		8,41E-01	3,57E-03	2,49
Terrestrial eutrophication	mol N eq	2,06E-02		5,14E+00	2,19E-02	0,94
Freshwater eutrophication	kg P eq	1,19E-04		4,87E-03	2,07E-05	5,74
Marine eutrophication	kg N eq	1,88E-03		1,68E-01	7,15E-04	2,63
Land use	Pt	7,02E+00		4,37E+03	1,86E+01	0,38
Ecotoxicity freshwater	CTUe	1,11E+01		1,10E+02	4,68E-01	23,68
Water depletion	m ³ water eq	4,48E-01		1,53E+02	6,48E-01	0,69
Resource depletion – fossils	MJ	2,16E+01		1,88E+02	7,99E-01	27,05
Resource depletion - minerals	kg Sb eq	1,43E-05		1,84E-04	7,84E-07	18,18

Tableau 11 : résultats mise à l'échelle AESA acier mondial – Utilitarisme VA

Selon le mode opératoire décrit plus haut, vous disposez dans ce tableau :

- Etape 1 : des résultats caractérisés sur les 16 indicateurs de l'ACV (EF 3.1) => ACV classique, identique pour toutes les approches méthodologiques
- Etape 2⁴⁸ : du résultat de l'application de l'utilitarisme en valeur ajoutée, à l'échelle du secteur de la sidérurgie, en partant du principe que la donnée est représentative de l'ensemble de la production du secteur d'activité (approximation importante) => valeur ajoutée secteur / PIB mondial = 0,58% appliqué à tous les indicateurs ensuite (car utilitarisme)
- Etape 3⁴⁹ : du budget environnemental ou reste à émettre pour tout l'acier produit/consommé par personne/an => 0,58% (résultats étape 2) * seuil ou facteur limite planétaire (par exemple, 0,58% des 985 kgCO₂e qu'il ne faudrait pas dépasser en absolu par personne/an)
- Etape 4 : du budget environnemental ou reste à émettre pour 1kg d'acier qui serait soutenable en absolu => résultat étape 3 / par la consommation moyenne mondiale d'acier par personne/an
- Etape 5 : du ratio (mesure la distance à la cible), en comparant les impacts de l'acier moyen actuel (ecoinvent) de l'acier soutenable à atteindre au regard des limites planétaires

⁴⁸ <https://bsi-economics.org/economie-acier-activite-cyclique-soumise-pression-environnementale-op/>

⁴⁹ De Laurentiis et al (2023) - Exploring alternative normalization approaches for life cycle assessment

Ci-dessous sont présentés les résultats selon la méthode d'allocation des droits acquis :

Tableau 12 : résultats mise à l'échelle AESA acier mondial - Droits acquis

Indicateurs ACV	Unité	Etape 1 : Caractérisation des impacts	Etape 2 : allocation par secteur	Etape 3 : budget enviro acier /personne/an	Etape 4 : Budget enviro 1 kg acier soutenable	Etape 5 : Ratio et distance à la cible
Climat change	kg CO2 eq	2,12E+00	6,889%	6,79E+01	2,88E-01	7,35
Ozone depletion potential	kg CFC-11 eq.	1,02E-08	0,012%	9,26E-06	3,94E-08	0,26
Human toxicity, cancer	CTUh	7,24E-09	5,120%	7,12E-06	3,03E-08	0,24
Human toxicity, non-cancer	CTUh	3,99E-08	2,295%	1,36E-05	5,78E-08	0,69
Particulate matter	Disease incidence	1,91E-07	7,275%	5,43E-06	2,31E-08	8,28
Ionising radiation	kBq U-235 eq.	2,36E-02	0,153%	1,16E+02	4,94E-01	0,05
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq.	6,90E-03	4,641%	2,73E+00	1,16E-02	0,60
Acidification	mol H+ eq	8,89E-03	4,366%	6,33E+00	2,69E-02	0,33
Terrestrial eutrophication	mol N eq	2,06E-02	3,181%	2,82E+01	1,20E-01	0,17
Freshwater eutrophication	kg P eq	1,19E-04	4,421%	3,71E-02	1,58E-04	0,75
Marine eutrophication	kg N eq	1,88E-03	1,813%	5,26E-01	2,23E-03	0,84
Land use	Pt	7,02E+00	0,137%	1,03E+03	4,39E+00	1,60
Ecotoxicity freshwater	CTUe	1,11E+01	25,615%	4,87E+03	2,07E+01	0,54
Water depletion	m3 water eq	4,48E-01	1,065%	2,80E+02	1,19E+00	0,38
Resource depletion - fossils	MJ	2,16E+01	9,037%	2,93E+03	1,24E+01	1,74
Resource depletion - minerals	kg Sb eq	1,43E-05	6,111%	1,94E-03	8,26E-06	1,73

Selon le mode opératoire décrit plus haut, vous disposez dans ce tableau :

- Etape 1 : Des résultats caractérisés sur les 16 indicateurs de l'ACV (EF 3.1) => ACV classique, identique pour toutes les approches méthodologiques
- Etape 2⁵⁰ : du résultat de l'application des droits acquis, à l'échelle du secteur de la sidérurgie, en partant du principe que la donnée est représentative de l'ensemble de la production du secteur d'activité => impacts du secteur / impacts Monde = 6,9% pour les GES par exemple
- Etape 3 : du budget environnemental ou reste à émettre pour tout l'acier produit/consommé par personne/an => résultats étape 2 en % * seuil ou facteur limite planétaire (par exemple, 6,9% des 985 kgCO₂e qu'il ne faudrait pas dépasser en absolu par personne/an)
- Etape 4⁵² : du budget environnemental ou reste à émettre pour 1kg d'acier qui serait soutenable en absolu => résultat étape 3 / par la consommation moyenne mondiale d'acier par personne/an
- Etape 5 : du ratio, en comparant les impacts de l'acier moyen actuel (ecoinvent) de l'acier soutenable à atteindre au regard des limites planétaires

Enseignements clés pour l'acier

Avec la méthode d'allocation de **l'utilitarisme en valeur ajoutée**, les enseignements principaux sont les suivants :

- Le produit est non soutenable pour 11 indicateurs ACV sur 16 (en rouge dans le tableau) ;
- Utiliser la valeur ajoutée comme méthode d'allocation du budget environnemental paraît peu adaptée pour des biens intermédiaires (pourtant essentiels) ;
- Il est difficile d'utiliser la part de dépense des ménages pour ce produit ;
- Vu les ratios obtenus, il est difficile voire impossible d'atteindre la cible (diviser par 87 les GES, etc.).

Avec la méthode d'allocation **des droits acquis**, les enseignements principaux sont les suivants :

- Le produit est non soutenable pour 5 indicateurs ACV sur 16 (en rouge dans le tableau) ;

⁵⁰ <https://www.expometals.net/fr/news/les-principaux-pays-producteurs-dacier-la-carte-du-monde-siderurgique>

⁵¹ JRC (2017) - *Global normalisation factors for the Environmental Footprint and Life Cycle Assessment*

⁵² <http://fr.tjrainbowsteel.com/news/the-apparent-consumption-of-crude-steel-per-capita-in-the-world-in-2020-is-242-kg/>

- Vu les ratios obtenus, il faudrait diviser les impacts par 7 sur « climate change » ou 8 sur les particules fines, ce qui paraît bien plus réaliste et faisable (division par 5 dans le « Plan de Transition Sectoriel de l'acier » d'ici 2050 pour les GES en France).

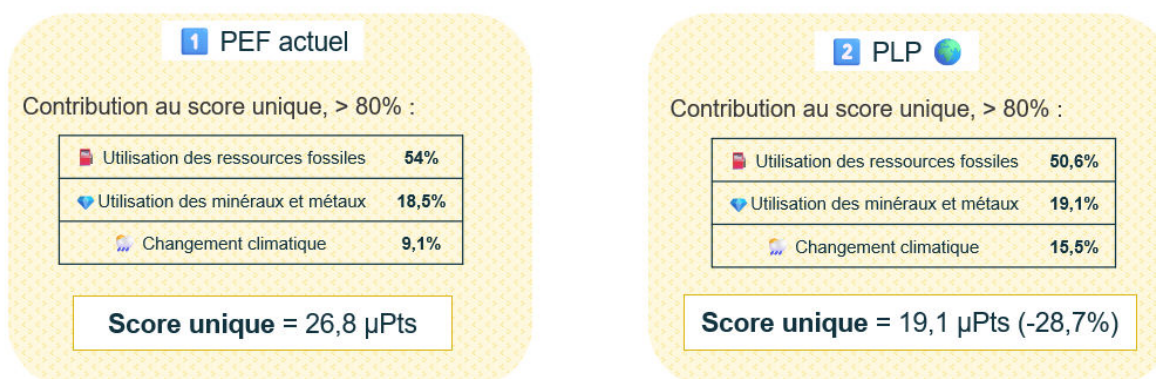
3.3. Résultats cas d'étude électricité française

La donnée générique ecoinvent retenue est 1 kWh de " *Electricity, low voltage {FR} | market for electricity, low voltage | Cut-off, S*".

Ce choix est guidé principalement par le fait que l'électricité consommée en France vient très majoritairement de la production nationale, et que la donnée générique « market low voltage » est celle qui permet de prendre en compte l'ensemble des impacts (et pertes) du réseau jusqu'au niveau du consommateur (maximisant), et à l'échelle nationale pour un mix de consommation (prise en compte imports/exports).

Comparaison PEF actuel vs pondération limites planétaires (PLP)

Tableau 12 : résultats comparés PEF actuel et PLP



En synthèse :

- Les résultats caractérisés sont évidemment identiques (ex : 87,6 gCO_{2e}/kWh)
- Normalisation identique entre les 2 approches (classique PEF, échelle Monde)
- **La sélection et l'ordre des indicateurs est identique**
- **Un score unique, en résultat brut, en baisse avec PLP (-28,7%)**

Globalement sur l'électricité, l'alternative de pondération des limites planétaires (PLP) ne change pas la nature de l'ACV, relative et non absolue, et nous observons des changements peu significatifs dans la manière d'interpréter les résultats : sélection des indicateurs et score unique en résultat brut qui baisse.

C'est donc intéressant pour de la « performance tracking » d'un produit, avec un score unique qui prend davantage en compte les limites planétaires, mais dont le score unique peut aussi parfois baisser en valeur brute (ce qui n'envoie pas un bon message pour « faire assez »).

ACV absolue ou AESA, avec mise à l'échelle

Ci-après sont présentés les résultats selon la méthode d'allocation de l'utilitarisme (avec la valeur ajoutée et PIB) :

Tableau 13 : résultats mise à l'échelle AESA électricité française – Utilitarisme VA

Indicateurs ACV	Unité	1 Impacts caractérisés	2 allocation par secteur	3 budget enviro. élec/personne/an	4 Budget enviro. 1 kWh soutenable	5 Ratio et distance à la cible
Climat change	kg CO2 eq	8,76E-02	Seuil LP	1,40E-01	6,29E-03	13,9
Ozone depletion potential	kg CFC-11 eq.	3,09E-09		1,11E-06	4,98E-07	0,0
Human toxicity, cancer	CTUh	4,50E-10		1,97E-06	8,88E-10	0,5
Human toxicity, non-cancer	CTUh	3,62E-09		8,42E-06	3,79E-09	1,0
Particulate matter	Disease incidence	3,17E-09		1,06E-06	4,77E-10	6,6
Ionising radiation	kBq U-235 eq.	1,12E-01		1,08E+03	4,87E-01	0,2
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq.	3,30E-04		8,35E-01	3,76E-04	0,9
Acidification	mol H+ eq	6,10E-04		2,06E+00	9,26E-04	0,7
Terrestrial eutrophication	mol N eq	9,64E-04		1,26E+01	5,67E-03	0,2
Freshwater eutrophication	kg P eq	2,84E-06		1,19E-02	5,37E-06	0,5
Marine eutrophication	kg N eq	8,80E-05		4,12E-01	1,85E-04	0,5
Land use	Pt	6,85E-01		1,07E+04	4,81E+00	0,1
Ecotoxicity freshwater	CTUe	7,34E-01		2,70E+02	1,21E-01	6,0
Water depletion	m3 water eq	3,77E-02		3,73E+02	1,68E-01	0,2
Resource depletion – fossils	MJ	1,13E+01		4,60E+02	2,07E-01	54,8
Resource depletion - minerals	kg Sb eq	4,18E-06		4,52E-04	2,03E-07	20,6

Utilitarisme
 (Valeur ajoutée et PIB)

=
 VA électricité FR
 PIB France
 =
 40 Mds
 2796 Mds
 =
 1,42%

Selon le mode opératoire décrit plus haut, vous disposez dans ce tableau :

- Etape 1 : Des résultats caractérisés sur les 16 indicateurs de l'ACV (EF 3.1) => ACV classique, identique pour toutes les approches méthodologiques
- Etape 2⁵³ : du résultat de l'application de l'utilitarisme en valeur ajoutée, à l'échelle du secteur de la production d'électricité en France, en partant du principe que la donnée est représentative de l'ensemble de la production du secteur d'activité => valeur ajoutée secteur / PIB France = 1,42% appliqué à tous les indicateurs ensuite
- Etape 3 : du budget environnemental ou reste à émettre pour toute l'électricité produite/consommée par personne/an => 1,42% (résultats étape 2) * seuil ou facteur limite planétaire (par exemple, 1,42% des 985 kgCO₂e qu'il ne faudrait pas dépasser en absolu par personne/an)
- Etape 4⁵⁴ : du budget environnemental ou reste à émettre pour 1kWh d'électricité qui serait soutenable en absolu => résultat étape 3 / par la consommation moyenne d'électricité par personne/an
- Etape 5 : du ratio, en comparant les impacts de l'électricité moyenne actuelle (ecoinvent) de l'électricité soutenable à atteindre au regard des limites planétaires

⁵³ <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2015883>

⁵⁴ <https://particuliers.engie.fr/electricite/conseils-electricite/conseils-tarifs-electricite/consommation-moyenne-electricite-personne>

Ci-dessous sont présentés les résultats selon la méthode d'allocation des droits acquis :

Tableau 14 : résultats mise à l'échelle AESA électricité française - Droits acquis

Indicateurs ACV	Unité	1 Impacts caractérisés	2 allocation par secteur	3 budget enviro. élec/personne/an	4 Budget enviro. 1 kWh soutenable	5 Ratio et distance à la cible
Climat change	kg CO2 eq	8,76E-02	6,048%	5,96E+01	2,68E-02	3,27
Ozone depletion potential	kg CFC-11 eq.	3,09E-09	Pas caractérisé dans Exiobase			
Human toxicity, cancer	CTUh	4,50E-10	17,127%	2,38E-05	1,07E-08	0,04
Human toxicity, non-cancer	CTUh	3,62E-09	766,918%	4,55E-03	2,05E-06	0,00
Particulate matter	Disease incidence	3,17E-09	1,377%	1,03E-06	4,63E-10	6,84
Ionising radiation	kBq U-235 eq.	1,12E-01	Pas caractérisé dans Exiobase			
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq.	3,30E-04	7,220%	4,25E+00	1,91E-03	0,17
Acidification	mol H+ eq	6,10E-04	3,817%	5,53E+00	2,49E-03	0,24
Terrestrial eutrophication	mol N eq	9,64E-04	1,689%	1,50E+01	6,74E-03	0,14
Freshwater eutrophication	kg P eq	2,84E-06	2,297%	1,93E-02	8,68E-06	0,33
Marine eutrophication	kg N eq	8,80E-05	2,152%	6,24E-01	2,81E-04	0,31
Land use	Pt	6,85E-01	1,122%	8,45E+03	3,80E+00	0,18
Ecotoxicity freshwater	CTUe	7,34E-01	183,866%	3,49E+04	1,57E+01	0,05
Water depletion	m3 water eq	3,77E-02	0,938%	2,47E+02	1,11E-01	0,34
Resource depletion – fossils	MJ	1,13E+01	45,497%	1,47E+04	6,63E+00	1,71
Resource depletion - minerals	kg Sb eq	4,18E-06	0,037%	1,19E-05	5,35E-09	782,20

Selon le mode opératoire décrit plus haut, vous disposez dans ce tableau :

- Etape 1 : Des résultats caractérisés sur les 16 indicateurs de l'ACV (EF 3.1) => ACV classique, identique pour toutes les approches méthodologiques
- Etape 2⁵⁵⁵⁶ : du résultat de l'application des droits acquis, à l'échelle du secteur de la production d'électricité en France, en partant du principe que la donnée est représentative de l'ensemble de la production du secteur d'activité => impacts du secteur / impacts France = 6% sur climate change par exemple
- Etape 3 : du budget environnemental ou reste à émettre pour toute l'électricité produite/consommée par personne/an => résultats étape 2 en % * seuil ou facteur limite planétaire (par exemple, 6% des 985 kgCO₂e qu'il ne faudrait pas dépasser en absolu par personne/an)
- Etape 4 : du budget environnemental ou reste à émettre pour 1kWh d'électricité qui serait soutenable en absolu => résultat étape 3 / par la consommation moyenne d'électricité par personne/an
- Etape 5 : du ratio, en comparant les impacts de l'électricité moyenne actuelle (ecoinvent) de l'électricité soutenable à atteindre au regard des limites planétaires

Enseignements clés pour l'électricité

Avec la méthode d'allocation de **l'utilitarisme en valeur ajoutée**, les enseignements principaux sont les suivants :

- Le produit est non soutenable pour 13 indicateurs ACV sur 16 ;
- Utiliser la valeur ajoutée comme méthode d'allocation du budget environnemental paraît peu adaptée pour des biens intermédiaires (pourtant essentiels) ;
- Il aurait été intéressant d'utiliser la part de dépense des ménages en alternative ;
- Vu les ratios obtenus, la réduction des impacts n'est pas réaliste (diviser par 79 sur « climate change », 311 sur les ressources fossiles, en France...).

⁵⁵ <https://www.rte-france.com/actualites/bilan-electrique-france-2023-nouvel-equilibre-systeme-electrique>

⁵⁶ Exiobase - impacts de la France

Avec la méthode d'allocation **des droits acquis**, les enseignements principaux sont les suivants :

- Le produit est non soutenable pour 4 indicateurs ACV sur 16 ;
- Vu les ratios obtenus, il faudrait diviser par 3,3 sur « climate change » ou 6,8 sur les particules fines, ce qui est plus réaliste et faisable ;
- Implique d'agir aussi sur les leviers sobriété et efficacité de la production (scénarios RTE, ADEME, negaWatt) ;
- Un ratio de 782 sur les ressources minérales et pas de résultats pour radiations ionisantes et ozone depletion (car impacts non caractérisés dans Exiobase France), sont difficiles à comprendre avec le peu de temps alloué à ces cas d'étude.

3.4. Résultats cas d'étude mobilité en voiture

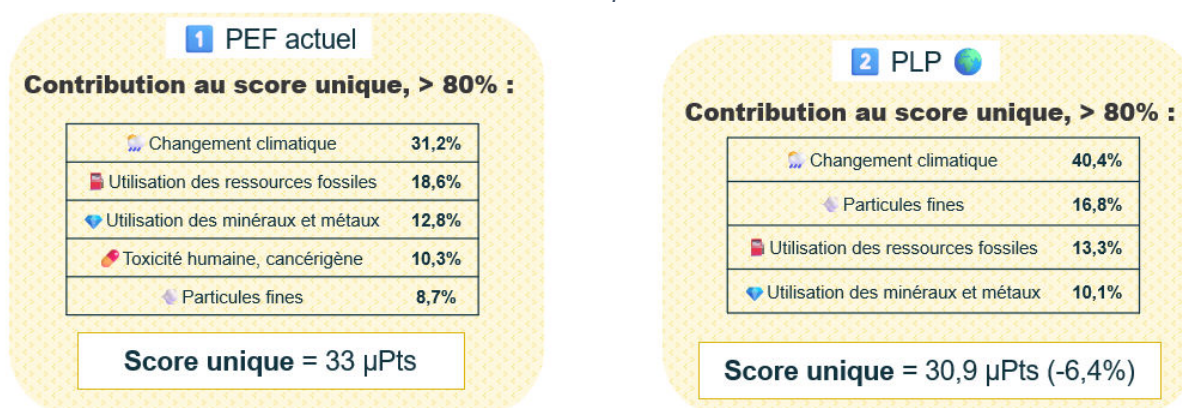
La donnée générique ecoinvent retenue est 1 km parcouru avec " *Transport, passenger car {RER} | transport, passenger car | Cut-off, S*".

Ce choix est guidé principalement par le fait qu'il était moins difficile de trouver des données monétaires notamment à l'échelle UE plutôt que Monde (pour l'allocation).

Pour information, cette donnée est constituée à 99% d'une voiture thermique et à 1% d'une voiture électrique, pour 1 km parcouru en véhicule thermique.

Comparaison PEF actuel vs pondération limites planétaires (PLP)

Tableau 15 : résultats comparés PEF actuel et PLP



En synthèse :

- Les résultats caractérisés sont évidemment identiques (ex : 0,37 kgCO₂e/km parcouru)
- Normalisation identique entre les 2 approches (classique PEF, échelle Monde)
- **La sélection des indicateurs est différente (ordre et indicateurs)**
- **Un score unique en résultat brut légèrement différent (-6,4%)**

Globalement sur la mobilité en voiture, l'alternative de pondération des limites planétaires (PLP) ne change pas la nature de l'ACV, relative et non absolue, et nous observons des changements peu significatifs dans la manière d'interpréter les résultats : sélection des indicateurs et score unique en résultat brut.

C'est donc intéressant pour de la « performance tracking » d'un produit, avec un score unique qui prend davantage en compte les limites planétaires, mais dont le score unique peut aussi parfois baisser en valeur brute (ce qui n'envoie pas un bon message pour « faire assez »).

ACV absolue ou AESA, avec mise à l'échelle

Ci-après sont présentés les résultats selon la méthode d'allocation de l'utilitarisme (en valeur ajoutée et PIB) :

Tableau 16 : résultats mise à l'échelle AESA voiture Europe – Utilitarisme VA

Indicateurs ACV	Unité	Etape 1 : Caractérisation des impacts	Etape 2 : allocation par secteur	Etape 3 : budget enviro acier/personne/an	Etape 4 : Budget enviro 1 kg acier soutenable	Etape 5 : Ratio et distance à la cible
Climat change	kg CO2 eq	3,69E-01	1,29% Valeur ajoutée Automobile UE (219 Mds) / PIB UE (17 000 Mds)	1,27E+01	1,04E-03	354,46
Ozone depletion potential	kg CFC-11 eq.	6,90E-09		1,01E-03	8,25E-08	0,08
Human toxicity, cancer	CTUh	2,76E-09		1,79E-06	1,47E-10	18,77
Human toxicity, non-cancer	CTUh	3,29E-09		7,65E-06	6,27E-10	5,25
Particulate matter	Disease incidence	1,90E-08		9,64E-07	7,90E-11	240,93
Ionising radiation	kBq U-235 eq.	2,89E-03		9,83E+02	8,06E-02	0,04
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq.	1,52E-03		7,59E-01	6,22E-05	24,41
Acidification	mol H+ eq	1,23E-03		1,87E+00	1,53E-04	8,05
Terrestrial eutrophication	mol N eq	3,33E-03		1,14E+01	9,38E-04	3,55
Freshwater eutrophication	kg P eq	5,30E-06		1,08E-02	8,88E-07	5,97
Marine eutrophication	kg N eq	2,97E-04		3,74E-01	3,07E-05	9,68
Land use	Pt	1,74E+00		9,71E+03	7,96E-01	2,19
Ecotoxicity freshwater	CTUe	2,26E+00		2,45E+02	2,01E-02	112,52
Water depletion	m3 water eq	3,22E-02		3,39E+02	2,78E-02	1,16
Resource depletion – fossils	MJ	4,80E+00		4,18E+02	3,43E-02	140,20
Resource depletion - minerals	kg Sb eq	3,57E-06		4,10E-04	3,36E-08	106,32

Selon le mode opératoire décrit plus haut, vous disposez dans ce tableau :

- Etape 1 : Des résultats caractérisés sur les 16 indicateurs de l'ACV (EF 3.1) => ACV classique, identique pour toutes les approches méthodologiques
- Etape 2⁵⁷ : du résultat de l'application de l'utilitarisme en valeur ajoutée, à l'échelle du secteur de l'automobile, en partant du principe que la donnée est représentative de l'ensemble de la production du secteur d'activité (approximation importante) => valeur ajoutée secteur / PIB UE = 1,29% appliqué à tous les indicateurs ensuite
- Etape 3 : du budget environnemental ou reste à émettre pour l'ensemble des km parcourus par personne/an => 1,29% (résultats étape 2) * seuil ou facteur limite planétaire (par exemple, 1,29% des 985 kgCO_{2e} qu'il ne faudrait pas dépasser en absolu par personne/an)
- Etape 4⁵⁸ : du budget environnemental ou reste à émettre pour 1km parcouru en voiture qui serait soutenable en absolu => résultat étape 3 / par la distance moyenne parcouru en Europe par personne/an
- Etape 5 : du ratio, en comparant les impacts d'1km actuel (ecoinvent) aux impacts d'1km soutenable à atteindre au regard des limites planétaires

⁵⁷ <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2045091>

⁵⁸ https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2020-12/datalab_78_comptes_transports_2019_circulation_novembre2020.pdf

Ci-dessous sont présentés les résultats selon la méthode d'allocation des droits acquis :

Tableau 17 : résultats mise à l'échelle AESA voiture Europe - Droits acquis

Indicateurs ACV	Unité	Etape 1 : Caractérisation des impacts	Etape 2 : allocation par secteur	Etape 3 : budget enviro voiture /personne/an	Etape 4 : Budget enviro 1 km voiture soutenable	Etape 5 : Ratio et distance à la cible
Climat change	kg CO2 eq	3,69E-01	23,412%	2,31E+02	2,26E-02	16,33
Ozone depletion potential	kg CFC-11 eq.	6,90E-09	0,186%	1,45E-04	1,43E-08	0,48
Human toxicity, cancer	CTUh	2,76E-09	42,804%	5,95E-05	5,83E-09	0,47
Human toxicity, non-cancer	CTUh	3,29E-09	3,571%	2,12E-05	2,08E-09	1,59
Particulate matter	Disease incidence	1,90E-08	0,003%	2,18E-09	2,14E-13	88933,82
Ionising radiation	kBq U-235 eq.	2,89E-03	0,014951446	1,14E+03	1,12E-01	0,03
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq.	1,52E-03	28,020%	1,65E+01	1,62E-03	0,94
Acidification	mol H+ eq	1,23E-03	15,252%	2,21E+01	2,17E-03	0,57
Terrestrial eutrophication	mol N eq	3,33E-03	11,084%	9,83E+01	9,64E-03	0,35
Freshwater eutrophication	kg P eq	5,30E-06	2,088%	1,75E-02	1,72E-06	3,08
Marine eutrophication	kg N eq	2,97E-04	10,258%	2,97E+00	2,92E-04	1,02
Land use	Pt	1,74E+00	18,733%	1,41E+05	1,38E+01	0,13
Ecotoxicity freshwater	CTUe	2,26E+00	147,864%	2,81E+04	2,75E+00	0,82
Water depletion	m3 water eq	3,22E-02	231,677%	6,09E+04	5,97E+00	0,01
Resource depletion – fossils	MJ	4,80E+00	126,388%	4,09E+04	4,01E+00	1,20
Resource depletion - minerals	kg Sb eq	3,57E-06	20,733%	6,59E-03	6,46E-07	5,53

Selon le mode opératoire décrit plus haut, vous disposez dans ce tableau :

- Etape 1 : Des résultats caractérisés sur les 16 indicateurs de l'ACV (EF 3.1) => ACV classique, identique pour toutes les approches méthodologiques
- Etape 2⁵⁹ : du résultat de l'application des droits acquis, à l'échelle du secteur de l'automobile, en partant du principe que la donnée est représentative de l'ensemble de la production du secteur d'activité => impacts du secteur / impacts UE = 23,4% sur climate change par exemple
- Etape 3 : du budget environnemental ou reste à émettre pour toute la mobilité en voiture par personne/an => résultats étape 2 en % * seuil ou facteur limite planétaire (par exemple, 23,4% des 985 kgCO₂e qu'il ne faudrait pas dépasser en absolu par personne/an)
- Etape 4 : du budget environnemental ou reste à émettre pour 1km parcouru en voiture qui serait soutenable en absolu => résultat étape 3 / par la distance moyenne parcourue en Europe par personne/an
- Etape 5 : du ratio, en comparant les impacts d'1km parcouru actuel (ecoinvent) aux impacts d'1km soutenable à atteindre au regard des limites planétaires

Enseignements clés pour la mobilité en voiture

Avec la méthode d'allocation de **l'utilitarisme en valeur ajoutée**, les enseignements principaux sont les suivants :

- Le produit est non soutenable pour 14 indicateurs ACV sur 16 ;
- Utiliser la valeur ajoutée du secteur automobile (uniquement, voir limites AESA) comme méthode d'allocation paraît peu adaptée pour une voiture parcourant x km (pourtant essentiel) ;
- Il aurait été intéressant d'utiliser la part de dépense des ménages en alternative ;
- Vu les ratios obtenus, la réduction des impacts n'est pas réaliste (diviser par 354 sur « climate change », etc.).

Avec la méthode d'allocation **des droits acquis**, les enseignements principaux sont les suivants :

- Le produit est non soutenable pour 7 indicateurs ACV sur 16 ;

⁵⁹<https://fr.statista.com/statistiques/478945/voitures-nouvellement-immatriculees-france/#:~:text=Le%20nombre%20de%20voitures%20nouvellement,38%20millions%20la%20m%C3%A9%20ann%C3%A9e>

- Vu les ratios obtenus, il faudrait diviser par 16 sur « climate change », ce qui est plus réaliste en ordre de grandeur => division par 4 d'ici 2050 pour les transports en France, passage à l'électrique, etc.
- Mais ce ne serait donc pas suffisant, implique d'agir sur les leviers sobriété et modes de déplacement ;
- Un ratio de 89 000 sur les particules fines, difficile à comprendre avec le peu de temps alloué à ces cas d'étude.

3.5. Cohérence avec le guide AESA du JRC (en draft)

Les experts du JRC ont travaillé avec les meilleurs experts du sujet afin de rédiger un guide méthodologique permettant à terme d'harmoniser la mise en œuvre des AESA et de diffuser des bonnes pratiques.

Dans ce guide, l'AESA est décomposée en 3 phases et 9 étapes.

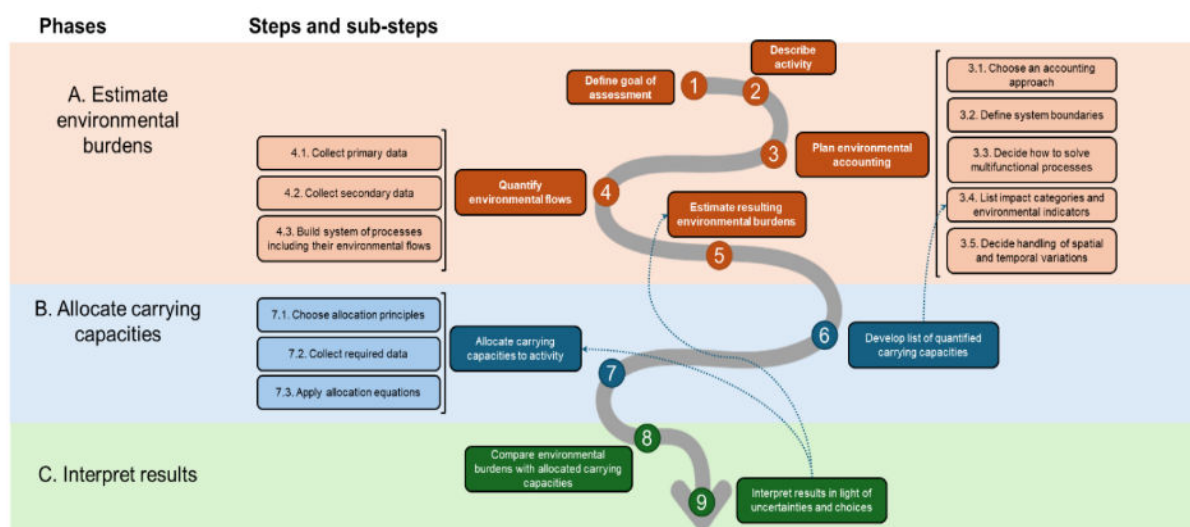


Figure 63 : Phases et étapes pour réaliser une AESA

Nous avons souhaité comparer ce qui a été réalisé dans le cadre de ce projet aux recommandations de ce guide diffusé en mai 2025.

Concernant les phases dans ce projet Score LCA :

- **Phase A** : utilisation de données génériques ecoinvent (ACV classique produit ou organisationnelle sinon)
- **Phase B** : sur les 16 indicateurs du PEF et utilisation de 3 principes d'allocation (2 combinaisons)
- **Phase C** : Ratio trouvé sur chaque indicateur et avec chacune des combinaisons, puis interprétation au regard des choix et limites

Comme préconisé dans le guide, pour les phases B et C, nous avons bien  :

- Choisi les principes d'allocation en fonction des données disponibles (se fait en parallèle)
- Appliqué au moins 2 principes d'allocation ou 2 combinaisons de principes (car les résultats varient beaucoup d'une méthode à une autre)
- Collecté des données pour mettre en œuvre les 2 combinaisons de principes, au niveau global et pour l'activité étudiée
- Calculé un ratio comme résultat de l'AESA, selon l'approche de la division entre l'impact actuel et soutenable

Par contre, par rapport aux recommandations du guide pour les phases B et C, nous n'avons pas pu **✗** :

- Creuser davantage sur les principes d'allocation (grands principes et sous-catégories) et mettre en œuvre d'autres approches
- Réaliser d'analyse des incertitudes propagées, avec Monte-Carlo dans Simapro ou autre méthode
- Pousser l'analyse des résultats, sur les ratios et trajectoires de réduction possibles par secteur/produit (ou leviers/pistes éco-conception)

3.6. Principales limites AESA et perspectives

Nous observons que les **résultats (ratios) sont très différents en fonction de la méthode d'allocation retenue**, utilitarisme ou droits acquis (sans parler d'autres méthodes possibles).

Il apparaît cependant assez clairement qu'utiliser l'utilitarisme en valeur ajoutée n'est pas vraiment adaptée pour une AESA sur des produits ou secteurs « intermédiaires », pourtant essentiels voire vitaux pour le fonctionnement de nos sociétés. Cela est dû à la faible valeur ajoutée accordée aux secteurs primaires et secondaires globalement, à comparer aux activités tertiaires de service. Ou alors il faudrait inclure la valeur ajoutée d'autres secteurs qui ont un lien avec l'activité évaluée (exemple : le secteur pétrolier pour le service « parcourir 1 km en voiture »).

Finalement, l'application des droits acquis (et % appliqué) rend compte, bien mieux que l'utilitarisme, de l'importance de ces activités, car en lien avec les flux physiques réels dont elles dépendent (et donc liés ensuite aux impacts environnementaux).

Le **processus de mise à l'échelle est complexe et engendre une accumulation d'incertitudes** au fil des étapes. Les **sources doivent être consolidées et « critiquées » autant que possible** afin d'obtenir des résultats plus fiables et conformes à la réalité. Le type de source peut d'ailleurs varier, entre des sites internet de référence, des rapports ou publications scientifiques, ou encore les impacts utilisés par le JRC (UE, Monde) et en lien avec les bases input-output type Exiobase. Et dans cette base, 2 indicateurs ne sont pas caractérisés sur les 16 du PEF.

Un guide pour la mise en œuvre de l'AESA est en préparation au niveau européen (JRC) et devrait permettre d'harmoniser et développer cette pratique (publication début 2026).

Une autre limite importante des cas d'étude est la **représentativité limitée des données génériques ecoinvent utilisées**. En effet, ces données peuvent d'une part être assez anciennes et d'autre part ne représentent pas l'éventail complet de la production des secteurs/produits évalués. L'utilisation des bases type Exiobase peut également aider pour consolider l'ensemble d'un secteur d'activité, mais ce n'est pas toujours possible en fonction des activités couvertes (par exemple pour la mobilité en voiture).

Une autre limite importante concerne **l'évaluation des seuils à ne pas dépasser au niveau mondial** (et donc individuel via la normalisation limites planétaires). En effet, **ces travaux « limites planétaires »**, en amélioration continue depuis la première publication en 2009, sont plus ou moins robustes en fonction des processus écologiques, de nature différente (notamment à échelle mondiale ou locale) et avec une zone d'incertitude importante (à partir du seuil bas pour chaque limite ou frontière).

4. Recommandations

Types d'ACV en fonction des objectifs

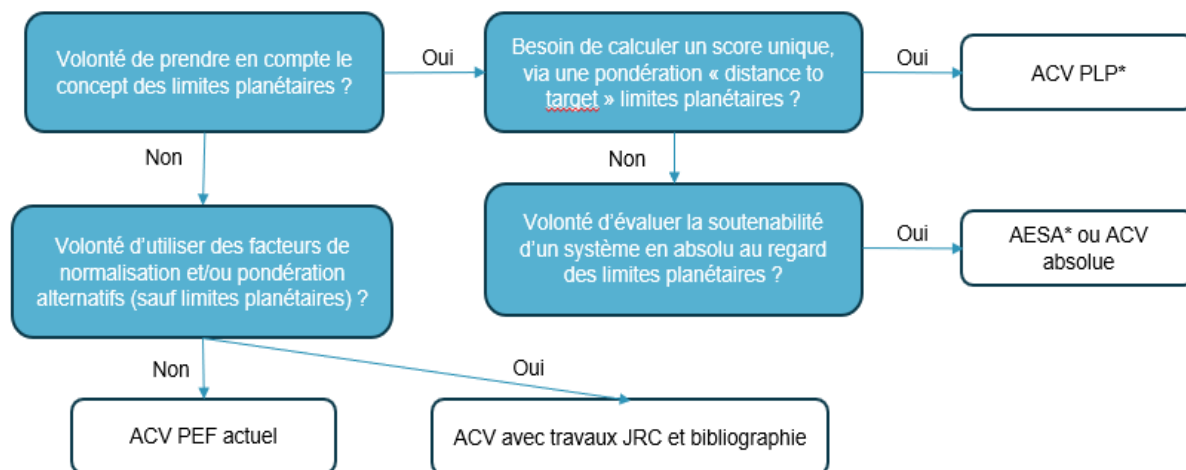


Figure 64 : Arbre de décision sur le type d'ACV en fonction des objectifs

L'évolution de la normalisation du PEF, selon que l'approche soit territoriale ou de consommation, n'a pas été étudiée dans les cas d'étude.

Nous supposons ici que les facteurs de normalisation « classique » du PEF s'inscrivent dans un processus d'amélioration continue pour être toujours plus représentatifs et robustes.

Bonnes pratiques pour l'AESA

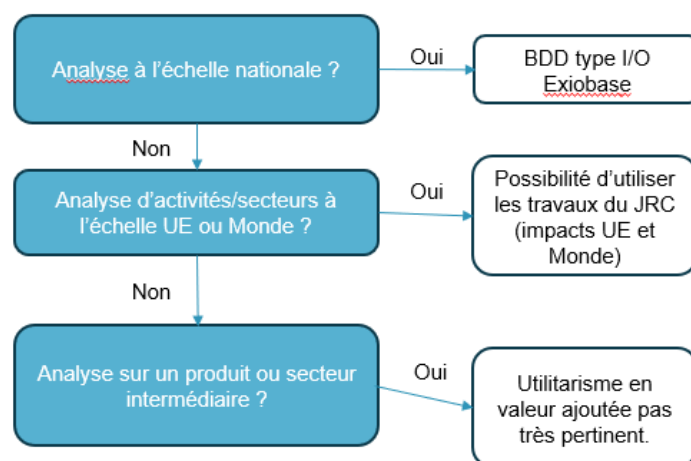


Figure 65 : arbre de décision - bonnes pratiques AESA

Faute de collecte de données spécifiques, il est possible d'utiliser des données génériques issues des BDD (représentativité limitée). Dans tous les cas, pour la mise à l'échelle de l'AESA, il est recommandé d'appliquer au moins 2 principes d'allocation, car les résultats peuvent varier grandement d'une méthode à l'autre. Il est également très important de consolider au maximum les sources pour l'allocation, et de porter un regard critique sur les résultats de l'AESA.

Annexe 1 : CFF - Cas d'étude de l'acier faiblement allié

Tableau 13 : Valeurs absolues par contribution en kg CO₂ eq pour R1 = 0,2 et R1 = 0,9 pour 1 kg d'acier faiblement allié sous forme de billette

		MP - Vierge réelle	MP - Vierge ajoutée	MP - recyclée	FDV - vierge	FDV - recyclage	Processus	Total
Option 1 (sub n1_HF)	R1=0,2	1,53E+00	3,06E-01	1,57E-03	-1,43E+00	9,27E-02	6,41E-01	1,14E+00
Option 2.1 (sub n2_HF)	R1=0,2	1,76E+00	3,53E-01	2,15E-02	-1,76E+00	4,93E-01	0,00E+00	8,68E-01
Option 2.2 (sub n2_WS)	R1=0,2	2,05E+00	4,10E-01	2,15E-02	-2,05E+00	4,93E-01	0,00E+00	9,24E-01
Option 1 (sub n1_ELEC)	R1 = 0,9	2,03E-01	1,46E+00	7,48E-03	-1,43E+00	9,27E-02	4,96E-01	8,25E-01
Option 2.1 (sub n2_HF)	R1 = 0,9	2,20E-01	1,59E+00	9,67E-02	-1,76E+00	4,93E-01	0,00E+00	6,34E-01
Option 2.2 (sub n2_WS)	R1 = 0,9	2,56E-01	1,84E+00	9,67E-02	-2,05E+00	4,93E-01	0,00E+00	6,41E-01

Les contributions pour FDV-enf, FDV-incr et FDV-valo ne figurent pas car nulles pour ce cas d'étude.

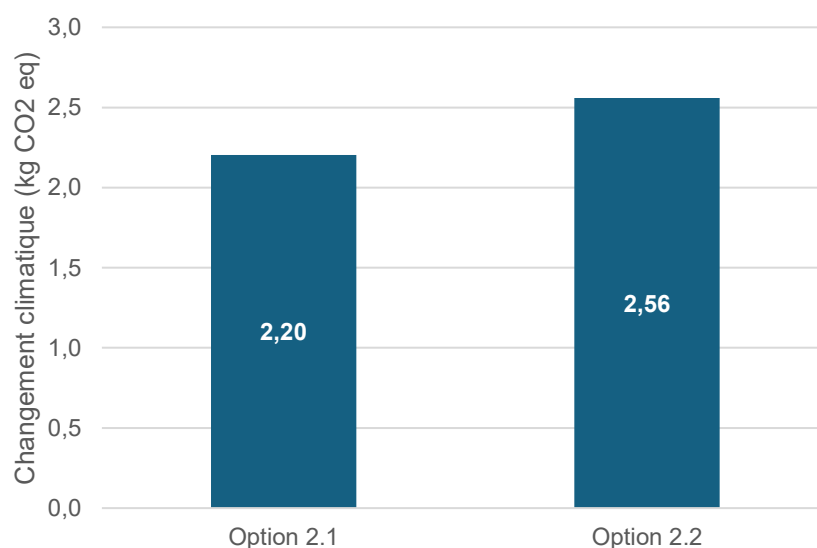


Figure 66 : Comparaison des résultats d'impacts des inventaires vierges pour les options 2.1 (sub n2_HF) et 2.2 (sub n2_WS)

Les Options 2.1 et 2.2 se différencient par le choix de l'inventaire vierge E_v . La comparaison des résultats d'impacts pour 1kg de ces inventaires vierges montre que l'impact est plus important pour l'Option 2.2 de 16% sur l'indicateur de changement climatique.

Tableau 14 : Valeurs absolues par contribution en kg CO₂ eq pour l'analyse de variation avec des inventaires prospectifs en fin de vie pour R1 = 0,2 et R1 = 0,9

		MP - Vierge réelle	MP - Vierge ajoutée	MP - recyclée	FDV - vierge	FDV - recyclage	Total
R1 = 0,2	Référence	1,76	0,35	0,02	-1,76	0,49	0,87
	Ev*, -25%	1,76	0,35	0,02	-1,32	0,49	1,31
	ErecEol, -25%	1,76	0,35	0,02	-1,76	0,37	0,74

	Ev* & ErecEol, -25%	1,76	0,35	0,02	-1,32	0,37	1,19
R1 = 0,9	Référence	0,22	1,59	0,10	-1,76	0,49	0,63
	Ev*, -25%	0,22	1,59	0,10	-1,32	0,49	1,08
	ErecEol, -25%	0,22	1,59	0,10	-1,76	0,37	0,51
	Ev* & ErecEol, -25%	0,22	1,59	0,10	-1,32	0,37	0,95

Tableau 15 : Valeurs absolues par contribution en kg CO2 eq pour l'analyse de variation du paramètre A pour R1 = 0,2 et R1 = 0,9

		MP - Vierge réelle	MP - Vierge ajoutée	MP - recyclée	FDV - vierge	FDV - recyclage	Total
R1 = 0,2	A=0,2	1,76	0,35	0,02	-1,76	0,49	0,87
	A=0,5	1,76	0,22	0,05	-1,10	0,31	1,24
R1 = 0,9	A=0,2	0,22	1,59	0,10	-1,76	0,49	0,63
	A=0,5	0,22	0,99	0,24	-1,10	0,31	0,66

Annexe 2.1 : CFF – Cas d'étude du polyamide

Scénario 1 – pertes pre-consumer régénérées

Pour produire 1kg de PA injecté dans ce scénario, on considère :

- 0.7875kg de matière mise en forme en granulés (0.75kg + 0.0395kg), on considère :
 - 0,75 kg de matière vierge
 - 0,0395 kg de matière « sans impact » car c'est une matière régénérée (pertes en boucle fermée)

$$Qtité_{pertes\ mise\ en\ forme\ granulés} = 0.05 * \frac{0.75}{0.95} = 0.0395$$

- 0,7895 kg de procédé mise en forme du granulé

$$Qtité_{procédé\ mise\ en\ forme\ granulés} = \frac{0.75}{0.95} = 0.7895$$

- 1,1 kg de matière sous forme de granulés est injecté (0.25kg + 0.75kg + 0.1kg de pertes), on considère :
 - 0,75 kg de matière issue du procédé détaillé ci-dessus
 - 0,25 kg de matière recyclée (PCR selon la CFF) comme pour le scénario de référence, on considère un PA recyclé à 25% comme base
 - 0,11 kg de matière « sans impact » car c'est une matière régénérée (pertes en boucle fermée)

$$Qtité_{pertes\ injection} = 0.1 * \frac{1}{0.9} = 0,11$$

- 1,11 kg de procédé d'injection

$$Qtité_{procédé\ injection} = \frac{1}{0.9} = 1.11$$

Le surplus de matière régénérée à l'injection est reprocessé, donc pour 1kg en sortie on considère bien 10% d'impact d'injection en plus, soit 1,11kg

Scénario 2 – pertes pre-consumer recyclées

Pour produire 1kg de PA injecté dans ce scénario, on considère :

- 0,7895 kg de granulés sont mis en forme (0.75kg + 0.0395kg de pertes), on considère :
 - 0,75 kg de matière vierge
 - 0,0395 kg de matière recyclée (pre-consumer selon la CFF avec R1=1) = pertes réintégrées comme matière recyclée

$$Qtité_{pertes\ mise\ en\ forme\ granulés} = 0.05 * \frac{0.75}{0.95} = 0.0395$$

- 0,0395 kg de recyclage en fin de vie (fin de vie pertes selon la CFF, R2=1)
- 0,7895 kg de procédé mise en forme du granulé

$$Qtité_{procédé\ mise\ en\ forme\ granulés} = \frac{0.75}{0.95} = 0.7895$$

- 1,11 kg de matière sous forme de granulés est injectée (0.75kg + 0.25kg + 0.1kg de pertes), on considère :
 - 0,75 kg de matière comme décrite ci-dessus (à 5% de recyclé)
 - 0,25 kg de matière recyclée (PCR selon la CFF) car pour le scénario de référence, on considère un PA recyclé à 25% comme base (hors pertes réintégrées recyclées)
 - 0,11 kg de matière recyclée (pre-consumer selon la CFF avec R1=1) = pertes à l'injection réintégrées comme matière recyclée
 - 0,11 kg de recyclage en fin de vie (selon la CFF, R2=1)
 - 1,11 kg de procédé d'injection

Le surplus de matière régénérée à l'injection est reprocessé, donc pour 1kg en sortie on considère bien 10% d'impact d'injection en plus, soit 1,11kg

$$Qtité_{procédé\ injection} = \frac{1}{0.9} = 1.11$$

Scénario 2.bis – pertes pre-consumer recyclées, non réintégrées en entrée des procédés

Pour produire 1kg de PA injecté dans ce scénario, on considère :

- 0,877 kg de granulés sont mis en forme, on considère :
 - 0,877 kg de matière vierge

$$Qtité_{matière\ vierge} = \frac{0.75}{0.9} / 0.95$$

- 0,044 kg de recyclage en fin de vie (fin de vie pertes selon la CFF, R2=1)

$$Qtité_{pertes\ mise\ en\ forme\ granulés} = 0.05 * \frac{0.75}{0.9} / 0.95 = 0.0395$$

- 0,877 kg de procédé mise en forme du granulé
- 1,11 kg de matière sous forme de granulés est injectée (0.277kg + 0.833kg), on considère :
 - 0,833 kg de matière comme décrite ci-dessus

$$Qtité_{matière} = 0.877 - 0.044$$

- 0,277 kg de matière recyclée (selon la CFF, R1=1) comme pour le scénario de référence, on considère un PA recyclé à 25% comme base

$$Qtité_{matière\ recyclée} = 0.25 * \frac{1}{0.9}$$

- 0,11 kg de recyclage en fin de vie (fin de vie pertes selon la CFF, R2=1)
- 1,11 kg de procédé d'injection

Le surplus de matière régénérée à l'injection est reprocessé, donc pour 1kg en sortie on considère bien 10% d'impact d'injection en plus, soit 1,11 kg

$$Qtité_{procédé\ injection} = \frac{1}{0.9} = 1.11$$

Détail du bilan massique présenté en section 3.2.3 :

		Bilan massique par entrant/sortant					Total 1		Total 2
		PA vierge	PA recyclé	FDV pertes granulation	FDV pertes injection	FDV			
Scénario 1 (pertes régénérées)	Qtité PA vierge	0,750	0,113				0,863		0,525
	Qtité PA vierge substitué					-0,338	-0,338		
	Qtité PA recyclé		0,125			0,375			0,500
	Total								1,025
Scénario 2 (pertes recyclées et réintégrées)	Qtité PA vierge	0,750	0,180				0,930		0,525
	Qtité PA vierge substitué			-0,018	-0,050	-0,338	-0,406		
	Qtité PA recyclé		0,200	0,020	0,056	0,375			0,651
	Total								1,175
Scénario 2.bis (pertes recyclées non réintégrées)	Qtité PA vierge	0,877	0,125				1,002		0,595
	Qtité PA vierge substitué			-0,020	-0,050	-0,338	-0,407		
	Qtité PA recyclé		0,139	0,022	0,056	0,375			0,591
	Total								1,186

Annexe 2.2 : CFF – Cas d'étude supplémentaire du polyamide

Scénario 3 – pertes pre-consumer recyclées

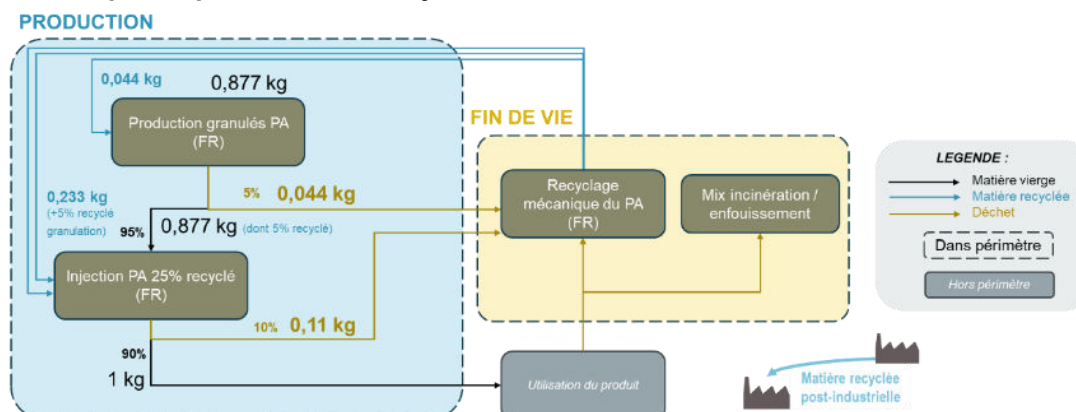


Figure 67 : Périmètre du cas d'étude polyamide injecté 2, avec pertes pre-consumer recyclées et réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés

Dans l'exemple ci-dessus, les pertes de production aux étapes de mise en forme des granulés et d'injection du PA sont recyclées en fin de vie. Ces pertes partent donc pour recyclage en sortie de procédé, et rentrent de nouveau dans le système sous forme de matière recyclée (on considère du recyclage, et donc la CFF). La part de matière recyclée en entrée est donc de 25% en considérant une part de recyclé issu des 5% de MP recyclées à la granulation et des 10% de MP recyclée à l'injection).
→ Détail des masses considérées pour chaque matière et procédé en

Annexe 2.1 : CFF – Cas d'étude du polyamide.

A retenir : Dans ce cas 3, les déchets générés lors des étapes de mise en forme sont considérés recyclés, et sont ensuite réintégrés en entrée des procédés (mise en forme granules et injection) comme matière recyclée. La part de matière recyclée à ajouter est réduite pour atteindre les 25% de recyclé incorporé au total.

Scénario 3 – pertes pre-consumer recyclées

APour produire 1kg de PA injecté dans ce scénario, on considère :

- 0,923 kg de granulés sont mis en forme (0.877 kg + 0.046kg de pertes = 5%), on considère :
 - 0,877 kg de matière vierge (75% de la quantité rentrante en injection)

$$\frac{0.75}{0.9} / 0.95 = 0.877$$

- 0,046 kg de matière recyclée (pre-consumer selon la CFF avec R1=1) = pertes réintégrées comme matière recyclée

$$Q_{\text{tité}}_{\text{pertes mise en forme granulés}} = 0.05 * \frac{0.877}{0.95} = 0.046$$

- 0,046 kg de recyclage en fin de vie (fin de vie pertes selon la CFF, R2=1)
- 0,923 kg de procédé mise en forme du granulé

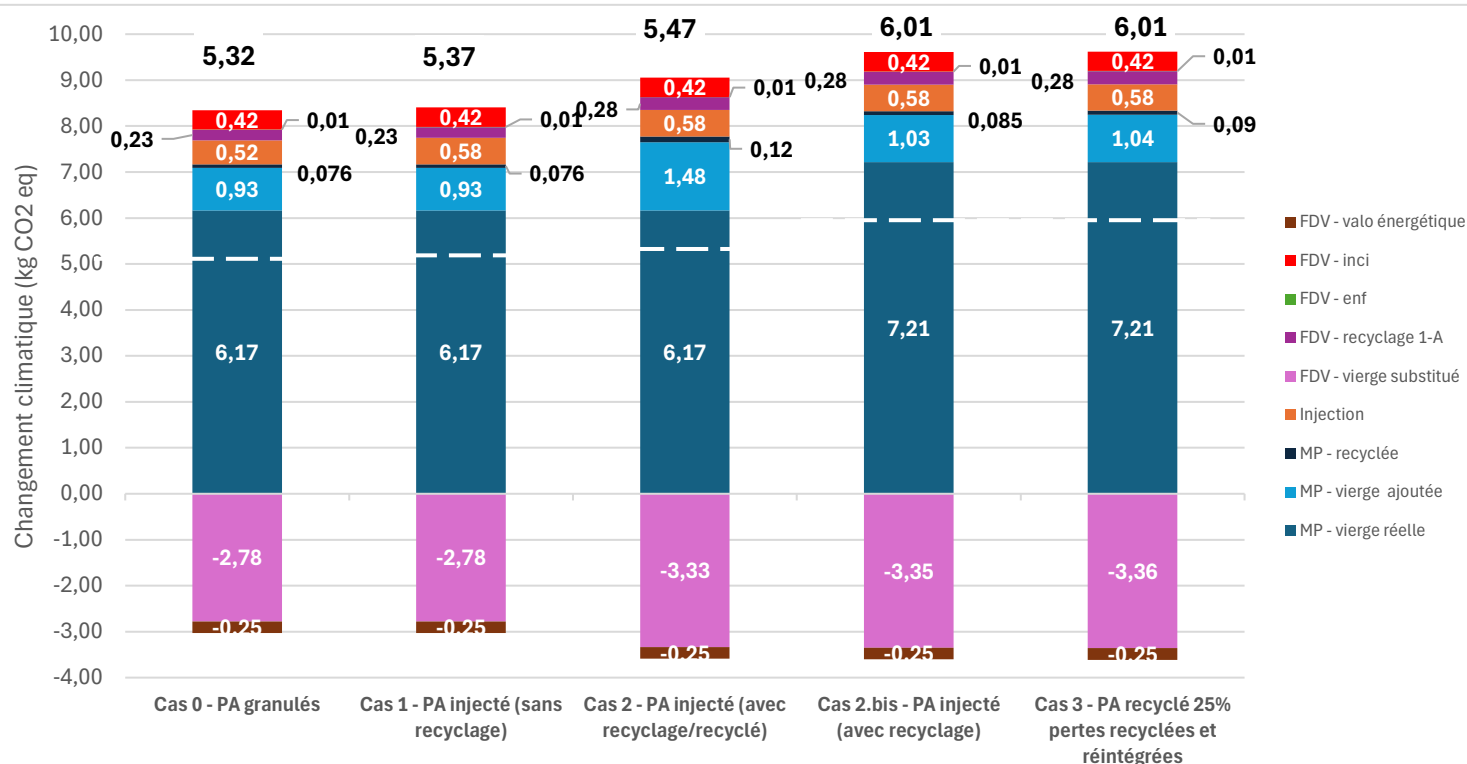
$$Q_{\text{tité}}_{\text{procédé mise en forme granulés}} = \frac{0.75}{0.9} / 0.95 + 0.05 * \frac{0.877}{0.95} = 0.923$$

- 1,11 kg de matière sous forme de granulés est injectée (10% pertes à l'injection) on considère :

- 0,877 kg de matière comme décrite ci-dessus (à 5% de recyclé, ie dont 0,044 kg recyclé)
- 0,11 kg de matière recyclée (pre-consumer selon la CFF avec R1=1) = pertes à l'injection réintégrées comme matière recyclée
- 0,123 kg de matière recyclée (PCR selon la CFF) pour atteindre 25% de PA recyclé en proportion comme pour le scénario de référence
- 0,11 kg de recyclage en fin de vie (selon la CFF, R2=1)
- 1,11 kg de procédé d'injection

Le surplus de matière régénérée à l'injection est reprocessé, donc pour 1kg en sortie on considère bien 10% d'impact d'injection en plus, soit 1,11kg

$$Q_{\text{tité}}_{\text{procédé injection}} = \frac{1}{0.9} = 1.11$$



	MP - vierge réelle	MP - vierge ajoutée	MP - recyclée	Injection	FDV - vierge	FDV - recyclage	FDV - enf	FDV - inci	FDV - valo énergétique	Total
Cas 0 - PA granulés	6,17	0,93	0,076	0,52	-2,78	0,23	0,01	0,42	-0,25	5,32
Cas 1 - PA injecté (sans recyclage)	6,17	0,93	0,076	0,58	-2,78	0,23	0,01	0,42	-0,25	5,37
Cas 2 - PA injecté (avec recyclage/recyclé)	6,17	1,48	0,12	0,58	-3,33	0,28	0,01	0,42	-0,25	5,47
Cas 2.bis - PA injecté (avec recyclage)	7,21	1,03	0,085	0,58	-3,35	0,28	0,01	0,42	-0,25	6,01
Cas 3 - PA recyclé 25% pertes recyclées et réintégrées	7,21	1,04	0,09	0,58	-3,36	0,28	0,01	0,42	-0,25	6,01

Tableau 16 : Résultats d'impact par scénario, par étape du cycle de vie en changement climatique (kg CO2 eq)

• Scénario 3

Lorsque l'on compare le **scénario 3** (PA injecté avec pertes recyclées et réintégrées en entrée de procédé) avec le scénario 1 : on considère cette fois-ci que les pertes sont recyclées et réintégrées comme matière recyclée en entrée des procédés de mise en forme. Le contenu en recyclé du PA injecté reste de 25% (à contrario du scénario 2), car la considération de recyclé via les pertes réintégrées en entrée compense une partie de l'achat de matière recyclée externe.

Les contributions du scénario 3 évoluent, liés à l'utilisation de la CFF pour les pertes :

- **La matière vierge ajoutée** génère légèrement plus d'impact, car en considérant 25% de recyclé incorporé en entrée de l'injection, on ne considère plus 0,25 kg comme pour le scénario de référence mais 0,277 kg (25% de 1,11kg entrant à l'injection, réparti entre l'intégration des pertes recyclées granulation et injection, et la part de PCR acheté).
- Même tendance pour **le procédé de recyclage associée à la matière recyclée** (proportionnel au facteur A)
- **La matière vierge substituée en fin de vie** génère 0,58 kg CO2 eq en plus que pour le scénario 1. En effet, comme les pertes sont envoyées pour recyclage en fin de vie, elles sont soumises à la CFF. On considère alors au global davantage de matière recyclée en fin de vie, donc plus de matière vierge substituée. Ce scénario 3 génère 0,02kg CO2 eq en plus que pour le scénario 2, car on considère légèrement plus de quantité de matière à la granulation pour contrebalancer les pertes à l'injection (cf schéma en partie 0).
- Même tendance pour le **recyclage en fin de vie** lié au terme (1-A)

Au global, on observe que l'écart d'impact entre le scénario 1 et 3 est lié à la fois : à l'augmentation de matière vierge en entrée pour contrebalancer les pertes, au recyclage en fin de vie des pertes selon la CFF, et au surplus d'impact matière recyclée lié à la CFF en entrée d'injection (pour rester à 25% de recyclé incorporé, on appelle davantage de matière recyclée qu'au scénario 1).

Annexe 3 : CFF - Recommandations

- **Définition d'un facteur A par matériau ou régionalisé**

Le paramètre A est central dans la CFF et le changement de sa valeur peut entraîner des variations significatives des résultats. La valeur du paramètre doit être déterminée à partir du rapport entre l'offre et la demande. Il n'est pas recommandé d'utiliser une valeur de A différente de 0,2 dans la mesure où c'est cette valeur de paramètre qui est recommandée par le PEF dans l'Annexe C pour les aciers et les métaux en général. Il est néanmoins nécessaire que les valeurs de l'Annexe C soit mises à jour régulièrement et que les bases de données de paramètres soient étoffées. Les échanges et interviews nous ont permis de conclure qu'il n'y avait pas de raisons de décliner le paramètre A par secteur car celui-ci est inhérent au matériau. Il est pertinent de décliner le facteur A par niveau de qualité d'un matériau (ex : grade de ferrailles) si les filières de recyclage et de fait les marchés sont différents.

L'application de la CFF au point de substitution 2 peut laisser penser que l'offre et la demande est différente pour les demi-produits sidérurgiques selon leur niveau de qualité par exemple, or le paramètre A doit être représentatif du marché pour le matériau au point de substitution 1. De fait, A reflète le marché actuel entre la ferraille d'acier et la fonte pour la production d'acier vierge.

Pour autant, le paramètre peut être décliné par géographie ou selon différent horizon temporel. En effet, de fortes variations de disponibilité selon la région ou selon l'année considérée peuvent être observées. Même si, les transferts de matériaux se font maintenant à l'échelle mondiale, la situation géopolitique actuelle et à venir n'exclue pas de fortes instabilités sur l'offre de certains matériaux (en particulier les métaux).

- **Séparation du facteur A en deux facteurs A_{in} et A_{out} prenant en compte les différences de répartition du marché**

Le facteur A étant central dans la CFF, le changement de sa valeur en entrée (intégration de matière recyclé) et en sortie (recyclage en fin de vie) peut entraîner des variations significatives des résultats. La variation du paramètre A de sortie (A_{out}) peut être un sujet lors de la considération de produits à longue durée de vie par exemple. Dans ce cas, le marché considéré pour le produit peut effectivement évoluer et ne plus respecter les mêmes tendances d'offre et demande en recyclé qu'actuellement défini dans l'Annexe C.

L'interprétation de résultats avec un A_{out} ajusté est pertinente en analyse de sensibilité pour mettre en lumière de potentielles évolutions d'impact, même si le bilan global sur un système donné n'est pas à l'équilibre : il le sera sur un ensemble de système successifs. Si un paramètre A_{out} évolue à la hausse : $A_{in} = A_{out}$ n'est pas une hypothèse conservatrice.

- **Détermination du Ev^* différent de Ev**

Le choix d'inventaires différents pour les matières substituées grâce aux efforts de recyclage (Ev^*) et matière vierge initiale (Ev) est pertinent lorsque le recyclage ne permet pas d'obtenir les mêmes caractéristiques physiques et mécaniques (hors paramètre qualité) que la matière vierge Ev . La matière issue d'un procédé de recyclage peut substituer des matières différentes que celles dont elle est issue.

- **Définition des inventaires de manière prospective et utilisation**

Le choix d'inventaire prospectifs pour la fin de vie est recommandé car il permet une meilleure représentativité temporelle et technologique des productions de matière vierge et recyclée pour les produits à durée de vie longue (plus de 10 ans). En termes de cohérence, cela permet d'assurer du mieux que possible la jonction avec le produit aval en utilisant l'état des connaissances à date pour être le plus proche possible des inventaires qui seront utilisés dans la partie 'MP' de la CFF du produit aval. La difficulté réside dans la méthodologie employée pour déterminer ces inventaires prospectifs qui feront surement l'objet de futurs travaux pour l'association SCORE LCA.

- **Détermination de l'inventaire de donnée vierge et recyclée quand les matériaux vierge (0% recyclés) et 100% recyclés n'existent pas – (Options 1 et 2.1/2.2)**

	Point de substitution 1	Point de substitution 2
Avantages	• Proche de la réalité physique de la filière • Séparation par filière de production	• Mise en œuvre s'appuyant sur des inventaires existants dans les BdD
Inconvénients	• Complexité de mise en œuvre • Besoin de données spécifiques et d'une expertise sur la filière de production des matériaux	• Eloigné de la réalité physique de la filière • Apparition de flux qui ne sont pas à 100% vierge ou recyclée

La modélisation au point de substitution 1 semble la plus pertinente d'un point de vue méthodologique. Seulement des données et une expertise sont nécessaires. En l'absence de ces informations, nous recommandons d'appliquer la CFF au point de substitution 2 tout en ayant en tête les limites que cela implique.

À l'avenir, il pourrait être envisagé de créer des fiches génériques au point de substitution 1 créées par des experts du secteur permettant aux modélisateurs d'utiliser le point de substitution 1 sans pour autant avoir besoin de produire ces fiches. Une certaine traçabilité dans la chaîne de valeur (contenu recyclé, type de production) demeure tout de même indispensable pour pouvoir atteindre une telle finesse.

Choix des inventaires (Options 2.1 et 2.2)

	Option 2.1 (sub n2_HF)	Option 2.2 (sub n2_WS)
Avantages	• Disponibilité de la donnée • Représentatif de la réalité technologique de la filière (si la donnée est représentative)	• Définition du paramètre R1 valable (pas de correction à envisager) car inventaire 100% vierge
Inconvénients	• Définition du paramètre R1 non-valable (pas de correction à envisager) car inventaire non 100% vierge	• Non disponibilité de la donnée, nécessité d'un calcul supplémentaire • Forte dépendance au contenu en recyclé au sein des filières HF et électrique • Non représentatif d'une réalité technologique

Les risques présentés par la création d'un inventaire théorique ne représentant pas la réalité technologique du marché nous paraissent trop élevés notamment lorsqu'il est question de matière vierge « évitée ». Nous recommandons de s'appuyer sur les inventaires existants même si leur contenu n'est pas 100% vierge ou recyclée et que cela implique que le paramètre R1 ne représente plus directement le contenu en recyclé dans le mélange.

- **Définition du recyclage à cadrer**

Cf éléments détaillés au paragraphe Terminologies – les différentes situations de recyclage.

- **Eclaircissement des flux à inclure dans le périmètre de la CFF (rebroyage, notion de PIR / PCR)**

En fonction de la situation confrontée au procédé de mise en forme, se référer au schéma suivant pour appliquer ou non la CFF (en fin de vie et avec ou sans réintégration de matière recyclée) :

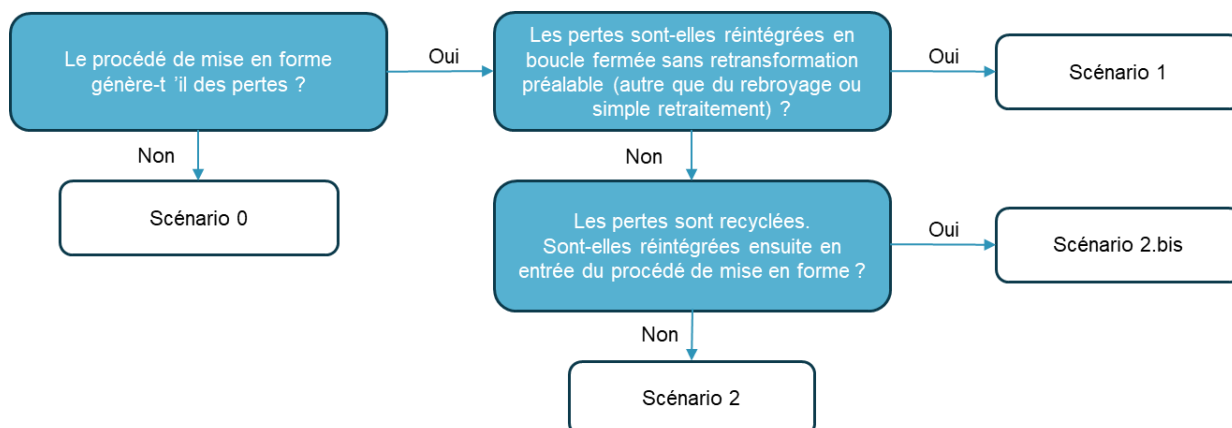


Figure 68 : Recommandations de scénarios à considérer – cas d'étude PA

Annexe 4 : interviews

Philippe Osset

Au cours de cet interview, Philippe Osset (PO) a été consulté pour ses différentes casquettes et responsabilités. Les questions posées se sont adressées à la fois à PO co-directeur de Solinnen, directeur scientifique de l'association SCORE LCA, participant aux travaux de réflexion du TAB de la Commission Européenne, participant aux travaux d'établissement du PEFCR détergent (durant lesquels il a eu l'occasion de réfléchir sur la CFF).

Volet CFF

Préambule sur la CFF :

PO apprécie la répartition du bénéfice entre deux cycles de vie proposée par la CFF. Le facteur A est davantage pour voir ce que le marché devrait être plutôt que ce qu'il est

PO met également les utilisateurs de la CFF en garde au sujet des émissions évitées. Certains ne voyaient pas la différence entre la multifonctionnalité et les impacts évités. Selon PO, certains font la confusion entre impacts évités et répartition liée à la multifonctionnalité qui est opérée dans la CFF. En effet, le fait qu'une partie des impacts soient ajoutés ou retirés ne doit pas être considéré comme des impacts évités bien que ça soit le même terme dans la formule.

Marc André Wolf a présenté une autre formule que la CFF, la Circular Economy Formula (CEF) en 2022. Il avait essayé de trouver les limites de la CFF et d'y répondre mais c'était trop compliqué selon PO (en tout cas la Commission Européenne n'a pas donné suite).

Il est important de recueillir le retour d'Yves Babian qui se positionne plutôt contre l'utilisation de la CFF et à des cas concrets à présenter.

Question 1 : Selon vous, quelles sont les principales limites théoriques de la CFF ?	Timing :
Mots clefs et sous-questions : - Facteur A et paramètres CFF - Ev / Ev*	
Réponse : Ne suffit pas pour gérer les problèmes de circularité, la CFF ne gère pas ça (réemploi par ex). N'est pas au courant d'approches qui fassent consensus sur l'EC. Une limite associée à la dimension prospective des choses : l'évitement du vierge est le vierge d'aujourd'hui. Mais tous les acteurs font des efforts actuellement donc on majore l'évitement pour les produits à longue durée de vie (ex : acier). Idem pour le mix électrique évité. Pour un cas d'étude structure métallique : PO ne prendrait pas en compte le recyclage car se sera certainement pas les mêmes taux etc. Sujet ressources : cuivre il n'y aura pas de cuivre dans 40 ans (en théorie il n'y en aura plus) sauf que le cuivre sera stocké dans les bâtiments (toute la durée de vie des bâtiments) donc pas de travail sur le stockage temporaire des ressources sur un temps long. Donc sur l'évitement ce n'est pas qu'un enjeu CO2 mais aussi ressource (métallique dans l'ex ici) Le A gère le moment présent. R2 à 80/90% mais on introduit R1 à 40% car croissance du marché et stockage dans bâtiments ou autre. Le A est une répartition du bénéfice aujourd'hui. Sur l'amont il faut regarder aujourd'hui mais sur la fin de vie il faudrait faire du prospectif. Ev Ev' déjà prévu mais pas appuyé sur la dimension prospective. On a parlé de bâtiments mais c'est pareil sur les voitures avec durée de vie de 15 ans. Est-ce que le A devrait être prospectif aussi ? Est-ce qu'on gagnerait à détailler l'annexe C pour être au plus proche des cas d'application ?	

Il y a un vrai sujet de marché. Il faut décliner mais en cohérence avec ce qui se passe réellement chez les ferrailleurs. Par exemple chez le ferrailleur tout est mélangé, il n'y a pas d'acier fait à partir de voitures uniquement par ex (c'est un mix de frigos, voitures, canettes, etc, ...). → Cela incite à boucler la boucle par filière. CITEO est contre car cela les dépouille des déchets à forte valeur ajoutée donc coûte plus cher à EVIAN. → Attention pas forcément optimisé si pas mutualisé entre plusieurs secteurs

A par pays : régionaliser pays par pays serait légitime (R1 et R2 notamment)

A plus précis : prendre d'autres valeurs que 0,2 ; 0,5 ; 0,8

Important pour PO que le A soit déterminé entre 0,2 et 0,8 pour rendre compte de cette imbrication entre les cycles de vie. Sinon on pourrait la faire disparaître avec 0 et 1

Lien avec le marché et facteur A :

Exemple de travaux menés pour SCORE LCA : CIRAIG impact World + : ont regardé les substitutions entre cuivre et aluminium mais ne faisaient pas le barycentre par exemple 40 ans pour cuivre et 100 ans pour aluminium ne fait pas 140 ans pour le cuivre substitué par aluminium donc entre 40 et 100 ans.

Question 2 : Selon vous, quelles sont les principales **limites opérationnelles** ?

Timing :

Mots clefs et sous-questions :

- MàJ des facteurs
- Données d'arrière-plan

Réponse : Manque de MàJ de la commission européenne qui ne suit pas l'évolution en cours autour de l'économie circulaire. Manque de transparence et de flexibilité pour autoriser les gens à changer les facteurs.

PO de TAB : il y a eu une réunion où les gens de bouteilles plastiques et ont dit que R1 et R2 n'étaient plus d'actualité. Ils ont de nouvelles valeurs mais cela n'a pas été accepté car la CE doit travailler sur la gouvernance pour changer ces facteurs. C'est inacceptable selon PO car non représentatif de la réalité (bloqué en 2018).

Question 3 : Y a-t-il des évolutions prioritaires pour le TAB et la CE qu'il serait bon de traiter ?

Timing :

Mots clefs et sous-questions :

- MàJ des facteurs
- Données d'arrière-plan

Réponse :

Il n'en a pas vu/entendu en tout cas. La CE est assez réticente à l'idée de modifier la CFF. Ils mettent à disposition une méthode mais ne s'assure pas de sa pérennité, évolution dans le temps. Pour EF4.0 pré travaille sur une grosse màj (beaucoup de changements en perspective) avec 7 acteurs plusieurs millions de budget et plusieurs secteurs consultés

Question 4 : Un point terminologique, dans la définition des déchets post-consommateur / pré-consommateur, on a remarqué l'utilisation du termes '**co-produit**' dans certains cas de figures ? Selon vous, quand faut-il utilisé le terme co-produit ?

Timing :

Mots clefs et sous-questions :

- Prix / revente
- Boucle fermée / ouverte
- Pas de recyclage
- Rebroyage ou réintégration directe dans le cycle

Réponse :

Sur le préconsommateur, Solinnen a déjà travaillé avec des clients pour EN45557 pour avoir des indicateurs de recyclage. Si on prend un produit en Chine et qu'on recycle en France PIR qu'est-ce qu'on évite ? La CFF n'est pas claire là-dessus. Réel besoin de clarification pour les membres ou de proposition d'une méthode pour calculer le recycled content.

Préconsommateur au niveau d'un industriel ou au niveau d'un site en préconsommateur sur un même site pour faire laine de verre et du verre : c'est du PCR ou du PIR ? la norme en parle pour clarifier

Question 5 : Est-ce que les ACVs que vous avez été amenées à consulter utilisaient la CFF ? (Quels secteurs ?)

Timing :

Utilisez-vous systématiquement la CFF dans vos ACVs ? Si non, y a-t-il des secteurs en particulier où c'est le cas ?

Mots clefs et sous-questions :

- Secteur d'application
- Méthodologie PEF
- Matériau et/ou fin de vie

Réponse : Bâtiment 0, sinon beaucoup utilisé dans les autres secteurs. PO pousse les clients en leur expliquant l'histoire des stocks de demande et d'offre.

Il pratique la CFF beaucoup plus sur la matière que sur l'énergie

Dans quels secteurs vous l'utilisez :

- Bâtiment → pas du tout (15804)
- Pour tous les autres OUI

Question 6 : Selon vous, comment interagissent la CFF et les normes ISO 14 040-44 ?

Timing :

Mots clefs et sous-questions :

- Process multifonctionnel

Réponse : La CFF est une amélioration de la pratique ISO, il essaye de le pousser à l'ISO mais le comité 5 notamment n'est pas d'accord. Les méthodes cut-off et module D ne permettent pas de traiter l'aspect marché. Le facteur A permet d'éviter que tout le monde s'attribue les bénéfices.

Volet normalisation/pondération

Question 1 : Selon vous, ces étapes facultatives de normalisation et pondération sont-elles largement ou ponctuellement pratiquées ? Dans quels cas c'est requis, utile et intéressant ?

Timing : 5 min

Et si oui, avec le PEF ou d'autres référentiels ?

Avec la vision des adhérents de Score et côté Solinnen.

Mots clefs et sous-questions :

- PEF
- Application normalisation et pondération

Réponse :

Déjà il faut regarder ce qu'on veut en faire des ACV, c'est-à-dire essayer de prioriser dans l'interprétation des résultats et actions derrière. Selon lui, c'est pratiqué presque tout le temps et depuis longtemps même avant PEF (peu importe la méthode ou référentiel, Recipe, ...).

ISO/TS 14074:2022 : maintenant c'est spécifié qu'il y a des jugements de valeurs (science molle/sociale mais scientifique quand même, donc on peut bien le faire).

Interdit de comparer des produits concurrents avec un score unique selon la norme.

C'est paradoxal car c'est ce qu'on demande au consommateur, c'est justement de comparer et choisir avec un score unique (ce n'est notifié nulle part dans le PEF).

Tout le monde a envie de le faire mais on ne sait pas comment.

PO aime bien creuser jusqu'à la source de l'impact. La note unique est dommage pour ça car elle ne permet pas de creuser l'origine des impacts. Ça peut être utile pour le consommateur néanmoins. **On perd beaucoup d'info en score unique.** Cela révèle les préférences sur une situation donnée mais c'est compliqué et ça dépend de la situation. (ex : d'une personne qui rentre dans un magasin pour choisir un ordinateur parmi 10 et qui va dans la magasin voisin ou il y a 30 ordinateurs)

La pondération fait perdre le lien entre Pt et impact réel / pédagogie ex km en voiture ou émission au km d'une voiture.

Question 2 : Selon vous, quelles sont les forces et faiblesses de la méthode PEF ?

Timing : 7-8 min

Mots clefs et sous-questions :

- PEF
- ACV relative VS absolue
- Normes ISO 14040-44
- Eco-conception et enjeux écologiques

Réponse :

Normalisation PEF :

Au départ réflexion Europe vs Monde. Ex sur le café sur l'eau à ceux qui ont fait des efforts localement mais c'est écrasé par une normalisation mondiale. Avoir le même facteur partout, il ne sait pas si c'est cohérent. Même sujet pour nucléaire geo France avec normalisation monde.

Faiblesse => représentativité géographique (même si mondialisation)

Ecotox mondiale ne se réduit qu'à deux lessives. Facteur norma dédié trop petit, ce qui fait ressortir l'indicateur de partout après division. **Si un FN est petit ça le fait ressortir relativement par rapport aux autres. Si certains flux sont oubliés pour calculer les FN c'est un manque et si on prend en compte un nouveau FC dans un projet il faudrait recalculer le FN à l'échelle monde.**

Problème date de données, granulosité. On augmente le numérateur sans rien toucher au dénominateur.

PB : la commission européenne ne veut pas s'investir pour mettre tout ça à jour régulièrement

Pondération PEF :

La façon dont on a fait le panel dans PEF c'est du radio crochet / copinage et tout le monde pouvait voter. Par exemple PO a voté deux fois.

Faire un panel est un métier, l'ADEME l'a fait dans le projet PRIOR. Les résultats n'ont pas été poussé car pas à l'avantage de l'ADEME.

Faiblesse : nom pertinence de la composition des panels (pas scientifique). Mais quand même bonne idée de la commission sur les facteurs correctifs sur la robustesse des indicateurs mais pb deux méthodes niveau de robustesse 2 n'ont pas la même note.

Manque de transparence sur les facteurs correctifs qui ont été pris.

Question 3 : De manière générale, quelles sont les alternatives crédibles aux approches du PEF 2018 ?
Selon vous, quelles sont les approches les plus intéressantes pour la mise à jour du PEF dans les années à venir ?

Timing : 7-8 min

Mots clefs et sous-questions :

- Alternatives
- Limites planétaires
- Midpoint to endpoint

Réponse :

Chacune des méthodes midpoint a été optimisée dans son propre contexte. On a pris la meilleure méthode dans chaque domaine. Il y a un **travail indispensable pour avoir un référentiel commun pour tous les impacts qu'on calcule**.

Réfléchir dans une **méthode PEF optimiste, pessimiste ou médian** pourrait ajouter quelque chose à PEF comme Recipe pour choisir son cadre de contrainte. Cela étoffe l'interprétation en dépendant du scénario.

Autres méthodes possibles en pondération jugées les plus scientifiques :

- Distance to target Limites planétaires
- Midpoint to endpoint

L'approche distance to target pourrait « remplacer » l'approche PEF. Il faut recalculer les limites avec les FC de PEF car sinon non homogène.

L'oréal : et le travail sur les limites planétaire avec Quantis, ça lui **semble malin** (approche DtT). Quelle part d'impact attribuer à tel produit ou service ? Ce n'est pas fait actuellement. Par exemple comparaison impact doliprane et un truc pas très utile on ne devrait pas donner le même poids aux deux.

Niveau midpoint ou endpoint. Mieux de pondérer en endpoint ? Quand c'est pas les mêmes unités c'est moins comparable/agrégeable. D'où les € pertinents (mais pas le même poids pour chaque € en fct de son usage).

Monétarisation : € n'a pas la même valeur entre ce que les gens sont prêts à payer et ce qui doit être payé pour réparer

Tenir compte des incertitudes en tout cas ne pas affirmer que c'est strictement valable

Question 4 : Pourquoi il est question uniquement de pondération limites planétaires dans le CCTP Score LCA, alors que nous voyons beaucoup dans la littérature l'intérêt grandissant pour la méthode AESA ou ACV absolue (aux étapes de caractérisation ou normalisation) ?
Cf paragraphe Contexte du CCTP

Timing : 10 min

Est-ce qu'un score unique basé sur une pondération LP est plus intéressante qu'avec l'approche panel actuelle ?

Mots clefs et sous-questions :

- PEF
- Limites planétaires

- AESA et ACV absolue

Réponse :

Ils ont restreint le champ pour ne pas trop changer la pratique en amont (norme et pondération, et pas caractérisation en ACV).

Il faudrait aussi calculer les impacts localement sur un village, un site qui fait du Chrome VI devrait avoir une pondération plus élevée localement, garder la trace de la pollution dans la collecte de données et dans le rendu du projet pour améliorer la vision globale et la communauté ACV monde. Il faudrait arrêter de faire inventaire → impacts via normalisation pondération mais de calculer les impacts directement dès l'inventaire.

⇒ Prise en compte des impacts locaux dans l'ACV (caractérisation)

On peut bien parler des trois couplages possibles entre ACV et limites planétaires (ils n'avaient pas toute l'info et les possibilités, vu dans la biblio) ! Le CCTP n'est pas exhaustif.

Faire des schémas dans les livrables avec faisabilité technique et temporelle, et apports (reco notamment à la fin).

Batteries : premier passeport européen avec passeport européen produit digital. Si c'est juste PEF il faut le dire, ils avaient écrit le CCTP avant parution de la méthode spécifique.

A priori pas de méthode alternative au PEF, à recheck !

Question 1 : Qui êtes-vous, en quoi consiste votre poste ?	Timing : 0
Mots clefs et sous-questions :	
Réponse : Secteur ingénierie Conception des véhicules, suivi, homologation Il appartient à une direction qui s'occupe des matériaux Dans un petit groupe environnement (odeur, COV, contenu recyclé) ACV, empreinte carbone (4 personnes) Licence Gabi + une personne en Roumanie qui fait des calculs Depuis 2019 à ce poste A travaillé dans la logistique et le recyclage au sein de Renault ou ses filiales Pendant 6 ans dans une filiale qui développait une filière de recyclage des pare-chocs Contexte : Renault fait des ACVs depuis 1996 ou 1997 avec pour objectif d'informer les clients Depuis 2020, objectif de réduction d'empreinte carbone + réglementations 2016-2017 : PEF a été proposé, donc Renault a implémenté dès lors la CFF dans les modélisations sous Gabi (utilisé jusqu'en 2022) 2022 : Retour en arrière, arrêt de l'utilisation de la CFF pour des raisons de complexité et de management de la décarbonation, les résultats qui ne sont pas intuitifs. Or Renault essaie de piloter des gens non experts et les résultats sont décorrélés des actions déployées. En plus, dans le secteur de l'auto tout le monde était en cut-off donc difficulté à être comparable Cas particulier de la batterie (+ de la moitié de la voiture avec les derniers calculs) or aucune donnée n'est disponible sur le recyclage (manque d'ICV disponible) donc c'était aussi plus simple d'arrêter et d'utiliser le cut-off	
Question 2 : Est-ce que les ACVs que vous avez été amenées à consulter utilisaient la CFF ? (Quels secteurs ?)	Timing : Fin 15 :56
Utilisez-vous systématiquement la CFF dans vos ACVs ?	
Mots clefs et sous-questions : - Secteur d'application - Méthodologie PEF - Matériau et/ou fin de vie	
Réponse : Depuis 2022, de retour en cut-off. Avant en CFF. Pas spécialement d'infos pour les autres secteurs d'activité de Renault. Dans les revues critiques, une analyse de sensibilité a été faite avec la CFF. En 2023, les modèles ont été repris pour avoir un switch facile qui permet de passer à CFF ou Cut-off.	
Question 3 : Quelles sont les problématiques et les débats sur le sujet de la CFF ? (détailler les sous-questions)	Timing : 15:45
Mots clefs et sous-questions : - Impacts évités (substitution), allocation, cut-off - Facteur A et paramètres CFF - Terminologie et distinction : co-produit / optimisation process / recyclage / PIR et PCR claire ?	
Réponse : Données d'arrière-plan : Le recyclage des batteries pose une difficulté en termes de données. Ils ont obtenu des ICV boîte noire du recyclage réalisé par Veolia. Mais les matières actives (black mass) des batteries n'étaient pas incluses et donc la donnée est minimisante.	

Limite temporelle de la CFF : Impression que la CFF a été construite pour des canettes en aluminium (qui sont recyclés 15 jours après l'usage et ou le cycle est très rapide). Ce n'est pas du tout le cas pour les produits long-terme (batterie de voiture, bâtiment, ...). Le procédé ne sera pas le même dans 15-20 ans par rapport à ce que c'est aujourd'hui. De plus, les bénéfices dans 15-20 ans ne seront pas les mêmes (ICV, répartition offre-demande). Economie d'aluminium vierge dans 15 ans et pas d'aujourd'hui (pas de vision prospective donc potentiellement résultats d'impact maximisant). L'aspect temporel n'est pas pris en compte.

>> ICV prospectifs

>> A prospectifs : upstream différents du A downstream dans 15 ou 20 ans ;

Attention néanmoins aux double-comptages ou à l'équilibre vis-à-vis de ces paramètres qui peuvent varier.

Pertinence de la CFF selon l'échelle : La CFF est plus adaptée à l'échelle macroscopique pour considérer des secteurs ou prendre des décisions stratégiques assez globale. En revanche, ce n'est pas adaptée pour un acteur ou pour identifier des perspectives d'éco-conception.

Les bénéfices récupérés en aval lié au recyclage ne sont pas ceux de l'entreprise. Renault n'a pas d'action sur le traitement en fin de vie mais ils ont beaucoup d'action sur l'achat de recyclé. Contre-argument : Les ferrailleurs peuvent très bien vendre la matière recyclée à d'autres acteurs donc le recyclé sera quand même intégré quelque part.

Limite sectorielle (27:30): Dans les métaux on considère que le recyclé est pas cher. Quand on veut des matières recyclées de qualité (alu, plastique) ce n'est pas si bon marché que ça et l'offre est moins importante. Le facteur A est donc dépendant du secteur et des exigences en termes de qualité. Le rapport entre l'offre et la demande ne va pas être le même.

Les paramètres de qualité ne sont pas forcément adaptés car ils ont été créés pour évaluer la perte de matière. Or dans l'automobile, on veut que la matière recyclée soit la même qualité et quantité que la matière vierge juste elle est plus rare donc plus chère. Il n'y a aucun gain financier pour les industriels.

>> A spécifique au secteur industriel voire à l'application dans le secteur et pas seulement à la matière

>> Qin Qout pour intégrer des écarts de prix dans les marchés ?

Problématiques liées à la mise en œuvre de la CFF (31 :00) :

Amont : Impossible de prendre le 100% recyclé dans la CFF. Quelle matière vierge prendre quand il y a 100% recyclée ? Est-ce qu'on prend le marché moyen Europe ou une moyenne selon l'appro monde ? Ou on prend une donnée vierge du fournisseur pour d'autres produits ?

Aval : Traitement des scraps par un ferrailleur chinois, est-ce qu'on considère alors que l'acier évité est un acier vierge chinois ?

Philippe Osset parle d'extension plutôt que d'évitement.

Voir si c'est possible d'avoir un bloc de résultat isolé pour la CFF à considérer si on le souhaite à ne pas considérer sinon.

R1 (36:00) : Comment calculer le R1 quand il y a une intégration d'intrant vierge dans les processus de fonderie de recyclé ? (ex : alu recyclé + Si vierge)

Dans les fonderies, la plupart des chutes sont remises dans le four. Quand on est dans le même atelier, ce n'est pas du recyclé. Si l'usinage sont fait ailleurs alors s'agit-il des chutes autres ou les mêmes chutes et donc ce n'est pas du recyclé ? Intégration dans le contenu recyclé ?

>> Distinguer optimisation de process, recyclage, optimisation de process déportée + notion de PCR-PIR

Le R2 (39 :40) : Les industriels ont rarement les informations sur ce que fait le recycleur (intrants ajoutés, vierges ou recyclés, et ses rendements)

Qu'est-ce que le recycleur a utilisé comme vierge dans son processus de recyclage ? Ajout de matière vierge.

Question 4 : D'un point de vue pratique, avez-vous des fiches CFF opérationnel ? Avez-vous rencontré des difficultés pour les construire ? Si oui, lesquelles ?

Timing :

Mots clefs et sous-questions :

- Données d'arrière-plan pour la modélisation

Réponse :

Question 5 : Dans la perspective de valeurs pour la CFF adaptée au secteur, seriez-vous en mesure de déterminer les valeurs des paramètres ? A ? Qs/Qp ? etc

Timing :
(40 :55)

Mots clefs et sous-questions : CE

Infos sur les appros

Vision du secteur

Quel niveau de transparence entre les industriels du secteur

Réponse :

Les industriels pourraient y participer car ils ont les prix d'achats. Donc possible de déterminer les facteurs A.

Question 6 : Vous avez précisé lors du lancement être présent ou influent auprès de la CE. Quels sont les sujets que vous poussez concernant la CFF ? Pour quelles raisons ? Qu'est-ce que cela changerait pour vous ?

Timing :
42:58

Mots clefs et sous-questions :

Réponse :

Les interactions entre la CE et Renault ont eu lieu surtout dans le cadre de la réglementation batterie. Un PEFCR a été mis à jour. Une réglementation devait être publiée pour calculer l'empreinte carbone des batteries alignée avec ce PEFCR mais Renault a remarqué des points de divergence. Finalement, Renault a manifesté ses problèmes auprès de la CE notamment sur l'application de la CFF (facteur A, ICV, ...) mentionné ci-dessus.

Retour de la CE : Pas prêt à sectoriser le facteur A

Emu par les questions temporelles mais globalement pas très flexible

Avec la CFF les industriels vont devoir se plier aux exigences de la CE sans pour autant dégager un intérêt aux résultats car ce n'est pas ce qui pilote leurs décisions.

Attention à avoir les mêmes ICV pour ne pas avoir de charges ou de bénéfices différents.

En termes de BDD, Renault utilise la base de données SPHERA (+ cherry picking pour certaines données dans ecoinvent notamment des données désagrégées) Il y a le choix quand même notamment pour les aciers et aluminium moins pour les plastiques car moins de variabilité géographique.

Question 7 : Est-ce que vous pouvez nous parler de votre approche au début quand la CFF a été partagé par la CE ?

Timing :

Mots clefs et sous-questions :

Réponse : Cf première question

Question 8 : Rencontrez-vous d'autres problématiques non mentionnées ci-dessus ?

Timing :
(52 :00)

Mots clefs et sous-questions : Ø

Réponse :

Le statut de déchets : Renault crée beaucoup de scraps de tôles après emboutissage (40%). Faut-il considérer ces scraps comme des co-produits car ils ont une certaine valeur et sont revendus. Allocation économique pour rendre compte.

>> Clarification des termes

D'un point réglementaire, il y a une Taxe CBAM (Carbone aux frontières). Selon la CBAM, qu'on accorde aucun crédit au déchet donc ils ne peuvent appliquer la CFF.

>> Cohérence des réglementations ?

Intégration de la réutilisation dans la CFF : Les voitures sont démontées et certaines pièces sont réutilisées. On applique la CFF pour éviter la production d'une pièce. Comment traiter de ce sujet-là ? Aujourd'hui, Renault considère que reuse = R2.

Géographie : Problème de géographie aussi, si on vend une voiture dans un autre pays, qu'advient-il de la fin de vie dans ces pays ? Il faudrait considérer des bénéfices liés au recyclage de matière sur place ? vente d'une voiture en Turquie, mais la Turquie ne fait que de l'acier recyclé donc pas de vierge évité... Comment faire ?

Aval : Quel niveau de complexité sur la partie aval ? (ex : Al + Si), est-ce qu'on prend un alu recyclé qui contient 10% de silicium ou juste un alu ? Comment savoir ou s'arrêter ? Quel niveau ?

Question 9 : Connaissez-vous quelqu'un qui vous paraîtrait pertinent à questionner sur le sujet de la CFF ?

Timing :
58:04

Mots clefs et sous-questions : Ø

Réponse : Non pas spécialement à part Philippe Osset.

Le secteur des batteries se pose beaucoup de questions donc les acteurs de la chimie ou de la production des batteries peuvent être aussi pertinents.

Question 1 : Can you introduce yourself and give a little detail about your background please?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Presentation	
Réponse : Ingénieur de l'environnement, diplômé en 2011 PhD avec des travaux sur le couplage ACV et LP connus au niveau international, travaux au CIRAIG notamment. Depuis 2 ans et demi, travaille au Danemark sur Evaluation envi quantitative. Recherches ces dernières années sur AESA mais aussi sur SBTi sur le climat (conseil de surveillance ou scientifique) et prof aussi.	

Question 2 : What do you think of the LCA method , in particular its strengths and weaknesses today to respond to the ecological challenges of our time? What do you think about the optional normalization and weighting steps?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - LCA - Normalization and weighting	
Réponse : ACV est vraiment importante aujourd'hui pour prendre des décisions et relever les défis, mais besoin de compléter avec une approche en absolu. Effet rebond à cause de la croissance de la production et consommation au global. Dépend du contexte de l'étude, peut être intéressant pour les décisions mais pas pertinent pour tout. C'est pourquoi c'est optionnel dans l'ISO et interdit pour des affirmations comparatives, les résultats dépendent bcp des facteurs et de comment ils ont été calculés.	

Question 3 : In your opinion, what are the possible ways for improvement and alternatives to overcome the weaknesses of the current LCA?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Alternatives - LCA	
Réponse : Dans AESA, l'idée est de prendre en compte les limites planétaires et ne pas compenser (avec agrégation) les transferts d'impacts entre indicateurs. Travaux en cours avec le JRC pour un guide méthodo sur AESA (mais y'a pas de pondération) Approche distance to target existe depuis les années 90 mais n'est pas appliquée par choix sur des objectifs politiques notamment.	

Question 4 : Can you describe to us the different methodological possibilities of coupling LCA to the concept of planetary boundaries ?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Planetary boundaries - Ryberg - Normalization - Weighting	
Réponse : 2 différentes approches - Pondération - AESA, relativement différente car on compare le résultat à une part du gâteau Pondération : pas de prise en compte de la spatialisation dans les facteurs AESA : 2 approches possibles = fidèle à l'ACV classique avec les 16 indicateurs du PEF par exemple et seuils ; faire complètement autrement avec des facteurs/méthodes calées sur les LP directement (Ryberg) => Peut être utilisée pour des gens plus familiers avec les LP que l'ACV ACV plus robuste au niveau des indicateurs globalement que LP (que le début) Les facteurs de pondération Bjorn dans le rapport JRC de 2015 sont une conversion de ses travaux sur la normalisation (pas de lui directement). N'importe quelle ACV qui fait de la pondération devrait des variantes sur les facteurs. Idem pour AESA pour l'allocation de la part du gâteau. 2 principes les plus utilisés pour allocation AESA : grand-père et économique (valeur ajoutée / impacts) ⇒ Grand-père, problème entreprises n'existent plus ou pas de nouvelles et pas d'effort à faire pour une entreprise qui est dans un secteur où un concurrent a réduit l'impact pour lui)	

Question 5 : Can you share with us the latest advances at the AESA level? (Absolute Environmental Sustainability Assessment)	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Relative vs absolute LCA (AESA) -	
Réponse : 1- Sufficiency based lifestyle pour les allocations « fair » en alternatif pour donner une part + importante aux produits et services les plus essentiels ou vitaux. 2- Travaux aussi sur la spatialisation des impacts et LP et inversement (comment avoir un seuil global alors que ce sont des pb locaux parfois : eau douce, pollution, ...) 3- Guide pour faire des AESA	

Question 6 : Is a single score based on an PB weighting more interesting than with the current panel approach in PEF method?	Timing : 10 min
Does this method offer a compromise between AESA and the current single score? Is it robust enough?	
Mots clefs et sous-questions : - PEF - Planetary boundaries	

-	
Réponse : Il ne dirait pas qu'une approche devrait être plus utilisée qu'une autre, car il conseille d'en faire 2, donc transparence maître mot Sur les limites planétaires, ils ont eu une approche plutôt conservatrice. Il bosse avec le JRC sur la mise à jour EF 4.0 et seuils limites planétaires aussi.	
Question 7 : What do you think is the most promising method for addressing global challenges and driving change in organizations?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Planetary boundaries	
Réponse : L'ACV a vraiment son rôle à jouer. Mais pour guider les stratégies de long terme et changements radicaux, il faut l'AESA, en lien avec SBTi et autres. SBTn calée sur CSRD pas mal (à vérifier) sur toutes les limites a priori (pas que Biodiv) Pas d'info de son côté sur une PB initiative à venir ou pas... (Planet health check 2024)	

Question 1 : Can you introduce yourself and give a little detail about your background please?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Presentation	
Réponse : Chemical engineer, co-fondateur d'un cabinet sur la soutenabilité, UK, spécialisé sur LCA, applications sur de nombreux secteurs avec son entreprise et université/école Travaillé sur AESA depuis plusieurs années, collaboration avec le JRC avec plusieurs publications, avec DTU au Danemark (Anders Bjorn, ...) et supervise en ce moment un doctorant sur le sujet du couplage	

Question 2 : What do you think of the LCA method , in particular its strengths and weaknesses today to respond to the ecological challenges of our time?	Timing : 10 min
What do you think about the optional normalization and weighting steps?	
Mots clefs et sous-questions : - LCA - Normalization and weighting	
Réponse : LCA est une méthode clé pour évaluer les performances envi des produits et orga (UE), la meilleure, car approche cycle de vie et multi-critères, mais nombreuses faiblesses. La principale faiblesse est qu'on peut d'une certaine manière manipuler les hypothèses/données pour sortir les « bons » résultats (besoin de challenger avec RC...). Elles sont optionnelles, utiles dans certains contextes (pour prendre une décision au final), besoin d'être transparent sur les hypothèses et facteurs utilisés	

Question 3 : In your opinion, what are the possible ways for improvement and alternatives to overcome the weaknesses of the current LCA, especially the coupling with planetary boundaries ?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Alternatives - LCA	
Réponse : Beaucoup de faiblesses/limites en ACV ACV relative jusqu'ici, compare à une référence ou un autre produit, mais pas absolue... On ne sait pas si les efforts sont suffisants (eco-conception). Exemple avec les progrès en termes d'efficacité sur l'éclairage (énormes) mais qui consomme globalement la même quantité d'énergie (assez stable, effet rebond). Besoin d'ACV absolue.	

Couplage avec PB très utile car concept relativement connue et puissant. Mais certains problèmes comme liens entre flux dans l'ACV et variables de contrôle des PB, et périmètre différent entre PB (9) et indicateurs ACV (16).

PB déjà intégré dans le PEF partiellement dans la pondération, et papiers du JRC sur normalisation en 2020 puis 2023.

Besoin d'aller vers AESA pour relever les défis, alors que la pondération permet un score unique pour prioriser (mais pas la même question et besoin).

Question 1 : Pouvez-vous vous présenter svp et nous donner un peu de détails sur votre parcours académique et pro ?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Présentation	
Réponse : Mélissa : doctorante aux mines de saint etienne, ADEME et pole écoconception pour développer une méthode pour ACV basé sur les limites planétaires. Stage au pôle EC note de synthèse sur les limites planétaires 2023 appliqué au textile. Natacha Gondran s'intéresse depuis 20 ans aux questions de soutenabilité absolue, évaluation environnementale mais pas ACViste au quotidien, s'intéresse plutôt aux indicateurs (caractérisation et incertitudes). Plusieurs projets sur l'empreinte écologique. Dès 2015, elle s'est aperçue que peu de personnes travaillaient sur les PB → livre aux éditions la découverte publié en 2020. Dès 2017 publications Anders Bjorn → parmi les premiers à utiliser sa méthode avec Casino sur portefeuille alimentaire (avec Anastasia Wolf), présenté à la SETAC. Citée dans l'article d'Anders Bjorn publié en 2020 avec Sala (revue méthodes AESA). Gonzalo Puigsanper ? thèse CIFRE chez Engie sur incertitudes dans les systèmes électriques en AESA avec DTU (international journal, lui demander si on trouve pas). Méthode MonteCarlo pour voir si c'est robuste ou pas en changeant de principe d'assignation. Emile Balambois thèse plus appliqué au territoire avec PB.	

Question 2 : Que pensez-vous de la méthode ACV, notamment de ses forces et faiblesses aujourd'hui pour répondre aux enjeux écologiques de notre époque ?	Timing : 10 min
Que pensez-vous des étapes facultatives de normalisation et de pondération ?	
Mots clefs et sous-questions : - LCA - Normalization and weighting	
Réponse : Mélissa : Limite : le passage entre ACV et AESA n'est pas direct, exemple biodiversité, ACV = photo statique, manque de représentativité géographique et de dynamisme Natacha : Approche consommation intéressante dans l'ACV → faire reposer au consommateur les impacts. ACV en agriculture : pas adapté, être assez prudent car conclusion hâtives et inappropriées pour les politiques (lié au manque de représentativité géographique). Professionnalisation de l'ACV et complexification des flux. Indicateur « ressources minérales » pas robuste (minéral et biotique) notamment dans le bâtiment (Sb eq). Outil indispensable mais dangereux si mal utilisé. Limites méthodologiques que peu de personnes ne connaissent. Ce qui lui fait peur c'est que beaucoup de personnes vont faire des ACV sans savoir ce qu'ils manipulent. Au sujet de l'incertitude amené par la N&P, Natacha pense que c'est nécessaire car plus parlant pour les décideurs (même si on perd en robustesse).	

Question 3 : Selon vous, quelles sont les pistes d'amélioration possibles et les alternatives pour surmonter les faiblesses de l'ACV actuelle ?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Alternatives - LCA	
Réponse : Mélissa : Accès aux données et confidentialité : avoir plus de données pour avoir un niveau de détail supérieur. Biodiversité : ne pas forcément utiliser ACV mais utiliser d'autres outils/méthodes et les combiner (come Empreinte Biodiv chez Eeva) Natacha : améliorer l'ACV est le rôle des BE. Approche ILCD/PEF intéressante, les acteurs doivent se réunir pour discuter de la robustesse et avoir une méthode/indicateurs en commun. Se réjouit que le JRC joue ce rôle là. Avoir quelque chose de simplifié mais dont on connaît les limites n'est pas pire que quelque chose de complexe que personne ne comprend !	
Question 4 : Pouvez-vous partager avec nous les dernières avancées au niveau de l'AESA ? (Évaluation de la durabilité environnementale absolue)	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Relative vs absolue LCA (AESA) -	
Réponse : Article dans les techniques de l'ingénieur aussi en 2024 sur ACV et LP. La communauté AESA est partagée entre deux méthodes (deux thèses DTU) : • Anders Bjorn : indicateurs ACV et normalisation avec limites planétaires → s'inscrit plus dans cette approche-là. JRC plus centré sur ce type de méthode • Morton Ryberg : (a quitté la recherche) qui propose de refaire de nouveaux facteurs de caractérisation basés sur les LP. Justification : plus précis. Mais moins bien documenté, repose sur des hypothèses assez lourdes. Dès qu'il y a une maj sur les LP il faut tout mettre à jour (dépendance aux méthodes et à DTU). PBLCA → DTU plus centré Limites planétaires récentes : prise en compte du social ou non ? Limites justes et sûres → publication 2023 par Rockström et Commission de la Terre (élargissement des acteurs avec le social, pour satisfaire les pays du Sud notamment et + concrets besoins humains). Commission de la terre n'est pas affiliée à la DTU, c'est plutôt un Thinktank. Notion de limites dépassées, comme 6 sont déjà dépassées ça limite les analyses → problème, il faudrait des émissions négatives pour revenir dans l'espace de sécurité de ces 6 limites... Se base plus sur les limites du système terre qui a plus vocation à être utilisé en approche territoriale. Niveau français : intérêt à discuter ! complémentarité des acteurs. EcoSD ?...	
Question 5 : Un score unique basé sur une pondération PB est-il plus intéressant qu'avec l'approche panel actuelle dans la méthode PEF ?	Timing : 10 min
Cette méthode offre-t-elle un compromis entre l'AESA et le score unique actuel ? Est-ce assez robuste ?	

Mots clefs et sous-questions : - PEF - Planetary boundaries -	
Réponse : N'aime pas trop les indicateurs agrégés. Normalisation elle trouve ça chouette mais pondération non. N'est pas favorable à la pondération car pas une science dure. Autre approche sustainability ratio : diviser par référence limites planétaires et donner le nombre d'indicateurs qui dépassent pour donner la marche à suivre => c'est juste une AESA normalisée avec accompagnement vers des trajectoires de réduction sur les limites les + pertinentes pour le client (en fonction des ratios) Quantis avec L'oréal Vargas : + issu de la sphère BE que de la sphère scientifique Pondération : méthode PEF 80% cumulé utile pour le choix des indicateurs, notion de priorité mais retour sur les indicateurs dans un second temps. ADEME avec empreinte projet utilise ça aussi.	

Question 6 : Selon vous, quelle est la méthode la plus prometteuse pour relever les défis mondiaux et conduire le changement dans les organisations ?	Timing : 10 min
Mots clefs et sous-questions : - Planetary boundaries	
Réponse : Natacha croit en l'AESA. Elle souhaite avoir un regard critique sur les travaux qui sont faits pour éviter les détournements. Jérémy Rodriguez multifonctionnalité en AESA. En ACV on se demande comment alors qu'en AESA on se demande pourquoi ? → permet d'anticiper les effets rebonds (ex robe : combien de robes dans notre garde robe) → questionne davantage sur les besoins et sobriété AESA permet de montrer plus la non-soutenabilité que la soutenabilité (moins de risque de greenwashing). AESA la méthode la plus prometteuse mais la plus incertaine. Viser une réduction suffisante et pas seulement une réduction (gap)	

Annexe 5 : Processus du PEF – sélection méthode de pondération

a. Enquêtes auprès du grand public (citoyens) (a)

i. Méthodologie d'enquête

- **Type d'enquête** : Enquête en ligne.
- **Échantillonnage** :
 - 2 400 participants au total, avec 400 répondants par pays (six pays européens : Allemagne, Espagne, France, Italie, Pologne, Royaume-Uni).
 - Avec quotas sur l'âge, le genre et le pays pour garantir la représentativité.
- **Processus** :
 - Les participants attribuent des points aux différentes catégories d'impact environnemental, en commençant par trois "endpoints" (santé humaine, qualité des écosystèmes, ressources).
 - Une fois le poids des endpoints déterminé, les participants évaluent des catégories intermédiaires ("midpoints") liées au endpoint classé prioritaire par l'enquêté.
 - Chaque citoyen n'évalue donc pas l'ensemble des midpoint. Ces informations sont néanmoins couvertes globalement puisque d'autres individus peuvent avoir choisi d'autres endpoints comme prioritaires.
- **Durée de l'enquête** : Environ 15-20 minutes.

ii. Résultats

Les résultats de l'enquête montrent que les citoyens ont en moyenne classé l'endpoint « santé humaine » comme indicateur prioritaire. Parmi les indicateurs midpoint qui découlent de la santé humaine, c'est l'indicateur « toxicité humaine cancérigène » qui a été classée prioritaire.

b. Enquêtes auprès d'experts (b)

i. Méthodologie d'enquête

- **Type d'enquête** : Enquête en ligne
- **Échantillonnage** :
 - 518 experts en ACV provenant de 48 pays (dont pays hors union européenne), recrutés à travers les réseaux professionnels du JRC (Joint Research Centre)
- **Processus** :
 - Les experts répondent à des questions socio-démographiques (pour les identifier).
 - Les experts attribuent également des pondérations aux endpoints (comme le grand public),
 - Puis ils sont répartis aléatoirement pour évaluer soit les midpoint « santé humaine » soit « qualité des écosystèmes »,
 - Ils évaluent tous les midpoints ressources.
 - Ils précisent leur niveau d'expertise sur chaque catégorie d'impact.
 - Les experts répondent également à des questions sur leurs point de vue vis-à-vis de l'environnement.

ii. Résultats

Les résultats de l'enquête montrent que, contrairement au vote des citoyens, les experts ont priorisé l'endpoint sur « qualité des écosystèmes » et placé les midpoint « changement climatique » en tête des préoccupations suivi de « l'utilisation d'eau » et de « l'utilisation de terres ». Pour la santé humaine, la « toxicité humaine cancérigène » a été jugée prioritaire et pour les ressources c'est le midpoint « utilisation d'eau » qui a été classé premier. *A noter que certains midpoints prennent part dans plusieurs endpoint comme le changement climatique qui est présent sur les trois étudiés.*

c. Méthode hybride (c)

i. Méthodologie d'enquête

Inspirée des critères établis par Soares et al. (2006), la méthodologie hybride repose partiellement sur une **approche factuelle** et partiellement sur le **jugement d'experts**. Les experts ont été sélectionnés sur la base de leurs expériences et réalisations connues dans le domaine de l'évaluation environnementale.

- **Type d'enquête :**
 - Enquête en ligne,
 - Les experts furent invités à participer à un webinaire (présentation de la méthodologie) et à compiler leurs réponses à des questions dans un tableur.
- **Échantillonnage :**
 - **84 experts** se sont prononcés.
- **Processus :**
 - La méthodologie utilise une combinaison de **critères** pour guider la pondération. Ces critères incluent :
 - La **propagation** des impacts (est-ce que les effets se font ressentir partout sur la planète ?),
 - La **durée** des effets générés par les impacts,
 - La **réversibilité** des impacts,
 - Le niveau des impacts par rapport aux **limites planétaires**,
 - L'intensité :
 - Sur la santé humaine,
 - Sur les écosystèmes,
 - Sur la disponibilité des ressources.
 - La notation se déroule en deux étapes :
 1. L'équipe ACV du JRC propose une **évaluation préliminaire** des critères sur la base de preuves **tirées de la littérature**,
 2. Les **experts** valident les niveaux proposés ou **suggèrent des changements** en décrivant leur opinion sur la base de leurs recherches personnelles ou bien de littérature scientifique.
 - L'importance attribuée à chaque critère dans la notation finale est établie par jugement d'expert.

Critère	Pondération du critère
Propagation des impacts	13,46
Durée des effets générés	12,97
Réversibilité des impacts	15,90
Niveau des impacts par rapport aux limites planétaires	13,31
Intensité sur la santé humaine	15,79
Intensité sur les écosystèmes	16,32
Intensité sur la disponibilité des ressources	12,23

Tableau 17 : pondération des critères de notation des catégories d'impact pour l'approche hybride

ii. Résultats

La notation selon les critères de la méthodologie hybride suivi de la pondération des critères (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**), a classé les indicateurs changement climatique (9,02%), l'utilisation de ressources fossiles (8,74%) et l'utilisation d'eau (8,70%) comme prioritaires. Les indicateurs d'eutrophisation (terrestre, marine et eau douce) sont les moins pondérés avec 2,12% pour les trois.

d. Agrégation des trois approches et prise en compte de la robustesse

Les trois méthodologies d'enquête donnent des résultats différents (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Plusieurs façons de **combiner les trois méthodologies** ont été imaginées pour parvenir aux facteurs de pondérations finaux. En particulier :

1. Agrégation **égalitaire** : (33:33:33) où chaque méthode a un poids égalitaire de un tiers
2. Agrégation **méthodologique** : (50:50) où il est considéré que les résultats de (a) et de (b) sont issues de la même méthodologie et les résultats de (c) d'une méthodologie différente. Les résultats de (a) et (b) sont regroupés et comptent pour la moitié (50%) et les résultats de (c) pour l'autre moitié (50%)

Indicateur	Enquête auprès du grand public (a)	Enquête auprès d'experts (b)	Méthode hybride (c)
Changement climatique	16,03	17,54	9,02
Destruction de la couche d'ozone	5,29	4,03	6,5
Toxicité humaine cancérigène	7,24	5,81	7,07
Toxicité humaine non cancérigène	5,74	4,94	6,41
Particules fines	5,18	5,66	5,56
Radiations ionisantes	5,13	4,00	6,83
Formation d'ozone photochimique	4,44	4,42	5,09
Acidification	3,92	4,06	5,89
Eutrophisation terrestre	3,87	3,7	2,12
Eutrophisation eau douce	4,08	4,42	2,12
Eutrophisation marine	3,69	3,84	2,12
Ecotoxicité eau douce	4,01	4,65	7,9
Usage des terres	9,67	10,52	7,98
Utilisation des ressources en eau	9,39	11,96	8,70
Utilisation des ressources, minéraux et métaux	5,57	5,22	7,96
Utilisation des ressources énergétiques	6,75	5,24	8,74

Tableau 18 : Pondération des indicateurs selon les trois méthodologies d'enquête

C'est l'approche **méthodologique (50:50)** qui a été retenue. Avant prise en compte de la robustesse, elle donne les facteurs de pondération suivants (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Indicateur	Agrégation méthodologique (50:50)
Changement climatique	12.90
Destruction de la couche d'ozone	5.58
Toxicité humaine cancérigène	6.80
Toxicité humaine non cancérigène	5.88
Particules fines	5.49
Radiations ionisantes	5.70
Formation d'ozone photochimique	4.76
Acidification	4.94
Eutrophisation terrestre	2.95
Eutrophisation eau douce	3.19
Eutrophisation marine	2.94
Ecotoxicité eau douce	6.12
Usage des terres	9.04
Utilisation des ressources en eau	9.69
Utilisation des ressources, minéraux et métaux	6.68
Utilisation des ressources énergétiques	7.37

Tableau 19 : Résultats de l'agrégation méthodologique

La dernière étape avant l'obtention des facteurs de pondération finaux du PEF est la **prise en compte de la robustesse**. Les facteurs de robustesse sont décrits dans la partie normalisation. Les résultats de l'agrégation méthodologique sont multipliés par les facteurs de robustesse et enfin ramenés à une

échelle 100% pour obtenir les **facteurs de pondération finaux** (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

e. Facteurs de pondération finaux

	Agrégation méthodologique (50:50)	Facteur de robustesse	Coefficient intermédiaire	Facteurs de pondération finaux
	(A)	(B)	$C=A*B$	C ramené à 100
Changement climatique	12,90	0,87	11,18	21,06
Destruction de la couche d'ozone	5,58	0,60	3,35	6,31
Toxicité humaine cancérigène	6,80	0,17	1,13	2,13
Toxicité humaine non cancérigène	5,88	0,17	0,98	1,84
Particules fines	5,49	0,87	4,76	8,96
Radiations ionisantes	5,70	0,47	2,66	5,01
Formation d'ozone photochimique	4,76	0,53	2,54	4,78
Acidification	4,94	0,67	3,29	6,20
Eutrophisation terrestre	2,95	0,67	1,97	3,71
Eutrophisation eau douce	3,19	0,47	1,49	2,80
Eutrophisation marine	2,94	0,53	1,57	2,96
Ecotoxicité eau douce	6,12	0,17	1,02	1,92
Usage des terres	9,04	0,47	4,22	7,94
Utilisation des ressources en eau	9,69	0,47	4,52	8,51
Utilisation des ressources, minéraux et métaux	6,68	0,60	4,01	7,55
Utilisation des ressources énergétiques	7,37	0,60	4,42	8,32

Tableau 20 : Facteurs de pondération du PEF (2018, toujours valable en 2024)