



HAL
open science

Évaluer les impacts des produits issus de la bio-économie : Une approche intégrée de l'analyse de durabilité du cycle de vie et de l'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse

Noémie Leroy-Parmentier

► To cite this version:

Noémie Leroy-Parmentier. Évaluer les impacts des produits issus de la bio-économie : Une approche intégrée de l'analyse de durabilité du cycle de vie et de l'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse. Génie des procédés. Université de Bordeaux, 2024. Français. NNT : 2024BORD0106 . tel-04681233

HAL Id: tel-04681233

<https://theses.hal.science/tel-04681233v1>

Submitted on 29 Aug 2024

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

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

THÈSE PRÉSENTÉE
POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR DE
L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ÉCOLE DOCTORALE DES SCIENCES CHIMIQUES (EDSC)
SPÉCIALITÉ GÉNIE DES PROCÉDÉS

Par Noémie Leroy-Parmentier

**« Évaluer les impacts des produits issus de la bio-économie : Une approche
intégrée de l'analyse de durabilité du cycle de vie et de l'évaluation de la
criticité des matières premières issues de la biomasse »**

Sous la direction de Guido Sonnemann et Maïder Saint-Jean
et encadrée par Philippe Loubet

Soutenue le 24 Juin 2024

Membres du jury :

M	Sonnemann	Guido	Professeur des Universités, Université de Bordeaux	Directeur de thèse
Mme	Sablayrolles	Caroline	Maître de conférences - HDR, INP ENSIACET Toulouse	Rapportrice
Mme	Jaegler	Anicia	Professeure, Kedge Business School	Rapportrice
M	Helias	Arnaud	Directeur de recherche, INRAE	Examineur
Mme	Gondran	Natacha	Professeure, École des Mines de Saint-Étienne	Examinatrice

Membres invités :

M	Patouillard	Norbert	Directeur, Minafin Pennakem	Invité
Mme	Valdivia	Sonia	Directrice scientifique, World Resources Forum	Invitée

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, merci aux deux rapportrices de ce manuscrit de thèse, Anicia Jaegler, et Caroline Sablayrolles, ces travaux voient le jour notamment grâce à vos commentaires et retours constructifs.

Merci à Natacha Gondran, et Arnaud Hélias en tant qu'examinatrice et examinateur pour cette étape importante qu'est la défense d'une thèse.

Et enfin merci aux membres invités, Norbert Patouillard et Sonia Valdivia, merci pour nos échanges durant ces trois années, c'est également grâce à vous que ces travaux ont pu aboutir.

Un jour de Décembre 2019, quand le monde était tel qu'on l'avait connu jusque-là, j'ai postulé à une offre d'emploi pour une thèse dirigée par Guido Sonnemann qui correspondait à mon parcours universitaire si particulier. Quelques mois plus tard, j'ai rencontré Philippe Loubet et Maïder Saint-Jean dans une fenêtre de visioconférence, espérant qu'ils accepteraient de devenir mes encadrants.

Merci Guido de m'avoir offert l'opportunité de plonger dans le monde de la recherche par ce projet, pour tes conseils et ton œil avisés. Philippe, Maïder, vous le savez, je n'écrirais pas ces lignes sans votre aide précieuse à toutes les étapes. Merci de m'avoir initiée à la recherche et de l'enseignement, d'avoir écouté mes doutes et guidée sans jamais orienter mes travaux. Merci à vous trois d'avoir vu en moi la candidate qui vous semblait pertinente pour ce projet, et de m'avoir offert cette opportunité hors du commun qu'est la réalisation d'un doctorat.

Je ne m'attendais pas à ce que mon arrivée à CyVi signifie ma rencontre avec la CyVi family : Phiphi, Babas, Alex, Aina, Bilal, Rachel, merci pour ces longues discussions parsemées de punchlines de rap qui poussent à la réflexion et souvent à reprendre un GinTo, pour les bouteilles de vin, l'écoute attentive et bienveillante, et les envies de tout brûler qui finissent à la Tencha, pour ces conversations sans queue ni tête ponctuées d'éclats de rire.

Merci Daye, Takunda, Anish, Olga, Insaf, Widiène, Salma, Yi, Louis, Kamal, Catalina, Grace et Emmanuel d'être des coéquipiers redoutables à the Crew, the Game, Level 10, au Yams et pour les cafés partagés.

Mylène, Victor, je suis heureuse de grandir à vos côtés, vous le savez, j'aimerais être sûre de vous donner autant que vous m'apportez au quotidien, pour surmonter ensemble les remous de la vie. Profitez de vos voyages, de vos amours, je reste là et garderai toujours pour vous une place spéciale dans mon cœur.

Louis, les paragraphes précédents pourraient t'inclure tant tu es un coéquipier de Brocs hors pairs, un adversaire de scrabble redoutable, et partenaire merveilleux. Merci de m'avoir soutenue cette dernière année, et surtout, merci pour l'amour, la patience, le calme, la sérénité, la spontanéité que tu apportes à ma vie.

Enfin, et surtout, merci à mes parents de m'avoir guidée, de plus ou moins près pour en arriver à ces lignes dans les remerciements d'une thèse de doctorat. J'espère que lire cette thèse vous rendra aussi fiers que je le suis de vous et de votre parcours.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements.....	iii
Table des matières.....	v
Table des figures.....	ix
Table des tableaux.....	xi
Préambule.....	xvi
Introduction	1
Des activités humaines aux conséquences multiples.....	1
Prise de conscience écologique et développement durable.....	2
La bio-économie, une stratégie de mise en œuvre du développement durable	2
Les enjeux de la bio-économie, entre risques et impacts.....	3
Mesurer pour maîtriser les enjeux	3
Problématique, question de recherche, objectifs et structure de la thèse	5
Chapitre 1. La durabilité d'un produit : les points de convergence entre analyse des impacts et analyse des risques	9
1.1. Maîtriser les impacts et Les risques d'une activité : un enjeu de durabilité.....	10
1.1.1. Les ressources naturelles : un capital comme un autre ?	10
1.1.2. Mécanismes outside-in et inside-out : l'expression des impacts et des risques sur les chaînes de valeur de la bio-économie	12
1.2. Évaluation des Impacts et des risques : Deux méthodologies avec un potentiel d'intégration fort mais loin d'être établi	14
1.2.1. L'approche ADCV pour l'évaluation des impacts des activités.....	14
1.2.2. La criticité des matières premières pour l'évaluation du risque d'approvisionnement	19
1.2.3. Vers l'intégration des concepts de durabilité, criticité et circularité : le projet ORIENTING	26
Chapitre 2. L'ADCV en pratique : Vers l'implémentation des dix principes de la Life Cycle Initiative	31
2.1. Matériel et méthodes	32
2.2. Résultats.....	36
2.2.1. Principe 1 : Comprendre les aires de protection et les mécanismes d'impacts.....	36
2.2.2. Principe 2: Alignement avec les 4 phases de la norme ISO 14040: 2006	37
2.2.3. Principe 3 : Complétude	37
2.2.4. Principe 4 : Prise en compte des perspectives des principales parties prenantes	38
2.2.5. Principe 5 : Prise en compte de l'utilité du produit au-delà de l'unité fonctionnelle (co-bénéfices).....	39

2.2.6.	Principe 6 : Matérialité des frontières du système	39
2.2.7.	Principe 7 : Cohérence.....	40
2.2.8.	Principe 8 : Transparence	40
2.2.9.	Principe 9: Communication explicite des compromis.....	41
2.2.10.	Principe 10 : Attention particulière portée lors de la compensation des impacts négatifs et positifs	43
2.3.	Discussion sur les dix principes et leur alignement avec la pratique	43
Chapitre 3. Évaluation de la durabilité des produits de la bio-économie : le 2-Méthyl-Tétrahydrofurane comme substitut au Tétrahydrofurane		
3.1.	Matériel et méthodes	51
3.1.1.	Définition de l'objectif et de champ de l'étude	51
3.1.2.	Modélisation et choix méthodologiques pour l'évaluation des impacts.....	53
3.2.3.	Inventaires du cycle de vie (ICV).....	56
3.2.	Résultats.....	64
3.2.1.	Description et interprétation des impacts environnementaux	64
3.2.2.	Description et interprétation des impacts sociaux	66
3.2.3.	Description et interprétation des coûts	67
3.2.4.	Intégration des trois dimensions.....	70
3.2.5.	Analyse de sensibilité sur la méthode d'allocation des impacts	71
3.3.	Discussion	72
3.3.1.	Interprétation de l'ADCV et limites	72
3.3.2.	À propos des dix principes pour l'application de l'ADCV de la Life Cycle Initiative.....	74
3.4.	Conclusions	77
Chapitre 4. Enjeux de criticité dans le cadre de la bio-économie : proposition d'une méthode d'évaluation de la criticité		
4.1.	Lexique	80
4.2.	Présentation de la méthode	81
4.2.1.	Objectif et champ de l'étude.....	83
4.2.2.	Sélection des déterminants, des indicateurs et des cibles	85
4.2.3.	Enjeux associés aux différentes composantes de la criticité des matières premières issues de la biomasse auprès des producteurs de solvants bio-sourcés	94
4.2.4.	Méthode d'agrégation	96
4.2.5.	Interprétation	98
4.3.	Discussion	98
4.3.1.	Matériaux étudiés.....	98
4.3.2.	Construction de la méthode d'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse	99
4.3.3.	Mise à jour périodique	101

4.3.4.	Transparence	101
Chapitre 5.	Proposition d'une méthode intégrée pour évaluer la criticité et la durabilité pour les produits de la bio-économie : la méthode LignoSusCrit	106
5.1.	Cadre méthodologique adopté dans la méthode LignoSusCrit	107
5.2.	Évaluation des indicateurs pour la production de 2-MeTHF B et C	110
5.2.1.	Définition de l'objectif et du champ de l'étude	110
5.2.2.	Inventaire	112
5.3.	Résultats de LignoSusCrit	117
5.3.1.	Scores de criticité <i>via</i> la pondération par défaut.....	117
5.3.2.	Scores de criticité <i>via</i> la pondération spécifique.....	119
5.4.	Vers la généralisation de l'approche LignoSusCrit	121
5.4.1.	Évaluation des triplets	121
5.4.2.	Agrégation pour des scénarios prospectifs	125
5.5.	Perspectives pour la mise en œuvre du développement durable dans l'entreprise	125
5.6.	Discussion	130
5.6.1.	Effets de l'approche « MAT-MOL-P » sur la qualité des données.....	130
5.6.2.	Limites de l'approche pondérée pour l'évaluation de la criticité de la biomasse	131
5.6.3.	Limites de la procédure de mise en œuvre proposée	132
Chapitre 6.	Perspectives et conclusions	134
6.1.	Apports et conclusions.....	135
6.2.	Limites	137
6.3.	Perspectives	138
Références.....		140
Annexes		173
Chapitre 2 – L'ADCV en pratique : vers l'implémentation des dix principes de la life cycle initiative		174
Chapitre 3 – Évaluation de la durabilité des produits de la bio-économie : le cas de la production de Tramadol		188
3.1.	Arbre des processus du 2-MeTHF B.....	188
3.2.	Données d'inventaire	188
3.3.	Impacts environnementaux	190
3.4.	Impacts sociaux	194
3.5.	Impacts économiques	195
Chapitre 4 - Enjeux de criticité dans le cadre de la bio-économie : proposition d'une méthode d'évaluation de la criticité		197
Trame des entretiens réalisés		197
Calcul des limites planétaires pour la méthode Environmental footprint.....		197
Chapitre 5 - Proposition d'une méthode intégrée pour évaluer la criticité et la durabilité pour les produits de la bio-économie : la méthode LignoSusCrit		200

5.1. Saisie manuelle.....	200
5.2. Bases de données	202
Publications.....	213

TABLE DES FIGURES

Figure 1. Structure de la thèse	7
Figure 2. Représentation graphique de la durabilité faible (a.) et forte (b.).....	11
Figure 3. Étapes et acteurs pour la conversion de la biomasse dans les chaînes de valeurs de la chimie verte (d'après Tsolakis et al. (2019)).....	13
Figure 4. Mécanismes outside-in et mécanismes inside-out s'exprimant du point de vue d'une firme (en jaune) en provenance et à destination des acteurs de la chaîne de valeur (en bleu) et du reste du monde (en vert) [63].....	13
Figure 5. Phases de la norme ISO 14040 complétée des applications potentielles de l'ACV.....	14
Figure 6. Représentation graphique de la méthodologie d'ADCV	18
Figure 7. Cadre conceptuel de l'évaluation de criticité des matières premières proposé par l'IRTC (2021)	21
Figure 8. Évaluation des matières premières critiques 2020 de la Commission Européenne.....	23
Figure 9. Positionnement des concepts de criticité (en rouge) et de circularité (en gris) dans le cycle de vie d'un produit (en vert)	27
Figure 10. Traduction simplifiée du cadre conceptuel de la méthode intégrée ADCV ^{3V} proposée par le projet ORIENTING (Hackenhaar, et al. 2024).....	28
Figure 11. Procédure pour l'évaluation de l'alignement entre la pratique existante dans les études de cas ADCV et les principes.....	33
Figure 12: Résultats de l'alignement des principes et de la pratique.....	34
Figure 13. Frontières du système et modélisation des solvants (en vert : 2-MeTHF à partir de bagasse, en jaune : 2-MeTHF à partir de rafle de maïs, en gris : THF).....	53
Figure 14. Carte des scénarios d'approvisionnement pour les solvants bio-sourcés (2-MeTHF B et 2-MeTHF M).....	57
Figure 15. Analyse relative des contributions et comparaison des impacts environnementaux des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle – le solvant présentant le plus d'impacts est fixé à 100%.....	66
Figure 16. Analyse des contributions et comparaison des risques sociaux des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle.....	67

Figure 17. Analyse des contributions et comparaison des coûts des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle – ventilés par partie prenante.....	69
Figure 18. Performances de durabilité évaluées <i>via</i> des scores uniques (allocation économique).....	70
Figure 19. Analyse de sensibilité sur la méthode d'allocation sur les performances globales de durabilité évaluées <i>via</i> des scores uniques (allocation physique)	72
Figure 20. Méthode d'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse	82
Figure 21. Scores d'enjeux associés aux différentes composantes de la criticité.....	96
Figure 22. Graphique comparatif de la criticité des triplets	98
Figure 23. Transposition des chaînes de causes à effets environnementales à la criticité des matières premières (adaptés de travaux non publiés de l'IRTC).	101
Figure 24. Cadre d'intégration théorique de l'évaluation de la criticité et de la durabilité - LignoSusCrit.....	108
Figure 25. Comparaison de la criticité des triplets et scénarios avec la pondération par défaut pour produire 1 kg de 2-MeTHF	118
Figure 26. Comparaison de la criticité des triplets et des scénarios avec la pondération [F3] pour produire 1 kg de 2-MeTHF	120
Figure 27. Graphique illustratif du fonctionnement de l'outil systématique pour l'évaluation de la criticité – ici pondération spécifique aux enjeux de la firme F3....	124
Figure 28. Impacts, risques et chaînes de valeur	125
Figure 29. Identification d'une structure commune entre les différentes normes	127
Figure 30. Procédure théorique d'implémentation de la méthode LignoSusCrit pour la prise en compte du développement durable en entreprise	129

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1. Les dix principes pour l'application de l'Analyse de Durabilité du Cycle de Vie de la Life Cycle Initiative	17
Tableau 2. Les 10 principes pour l'application de l'analyse de durabilité du cycle de vie de la Life Cycle Initiative: description, mots-clés et critères pour l'évaluation de l'alignement des études de cas avec les principes.	35
Tableau 3. Nombre de parties prenantes pertinentes considérées dans les études de cas	39
Tableau 4. Représentation des catégories des parties prenantes dans les études de cas	39
Tableau 5. Types d'informations complémentaires et inclusion des inventaires du cycle de vie	41
Tableau 6. Catégories d'impacts incluses dans l'étude de cas	55
Tableau 7. Principaux exportateurs de THF et distance moyenne d'approvisionnement	60
Tableau 8. Inventaire pour la production de Tramadol à partir de 2-MeTHF B et C .	62
Tableau 9. Inventaire pour la production de Tramadol à partir de THF	63
Tableau 10. Évaluation de l'étude de cas au regard de son alignement avec les dix principes	75
Tableau 11. Lexique de la méthode d'évaluation de la criticité présentée dans cette thèse.....	80
Tableau 12. Déterminants, indicateurs, et cibles des contraintes physiques.....	88
Tableau 13. Déterminants, indicateurs, et cibles des contraintes économiques.....	89
Tableau 14. Déterminants, indicateurs et cibles des contraintes sociétales	92
Tableau 15. Déterminants, indicateurs, cibles et enjeux des stratégies d'atténuation	93
Tableau 16. Déterminants, indicateurs, qualité des données, cibles et enjeux des contraintes économiques.....	94
Tableau 17. Formules pour l'agrégation des scores DtT	97
Tableau 18. Récapitulatif des déterminants, indicateurs et cibles pour l'évaluation des contraintes physiques, économiques et sociétales ainsi que pour les stratégies	

d'atténuation et pour la dépendance économique (avec R_{max} : Valeur pour laquelle le risque est maximal, N_D : Enjeux considérés dans l'approche de pondération par défaut, $N_{F1}/N_{F2}/N_{F3}$: Enjeux identifiés par la firme F1/F2/F3 pour l'approche de pondération spécifique)	103
Tableau 19. Identification des enjeux liés aux déterminants de la criticité des matières premières issues de la biomasse	111
Tableau 20. Évaluation des contraintes physiques pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec R_{max} : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important).....	113
Tableau 21. Évaluation des contraintes économiques pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec R_{max} : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important).....	114
Tableau 22. Évaluation des contraintes sociétales pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec R_{max} : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important).....	115
Tableau 23. Évaluation des stratégies d'atténuation pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec R_{max} : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important).....	116
Tableau 24. Évaluation de la dépendance économique pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec R_{max} : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important).....	117
Tableau 25. Scores de criticité des triplets et des scénarios avec la pondération par défaut pour produire 1 kg de 2-MeTHF (avec C_p , C_e et C_s : la moyenne des contraintes physiques (p), économiques (e) et sociétales (s), CONT : la somme des scores de contraintes, STRAT : la moyenne des stratégies d'atténuation, DE : la dépendance économique et RA : le risque d'approvisionnement).....	117
Tableau 26. Scores de criticité des triplets et des scénarios avec la pondération [F3] pour produire 1 kg de 2-MeTHF (avec C_p , C_e et C_s : la moyenne des contraintes physiques (p), économiques (e) et sociétales (s), CONT : la somme des scores de contraintes, STRAT : la moyenne des stratégies d'atténuation, DE : la dépendance économique et RA : le risque d'approvisionnement)	120
Tableau 27. Résultats de la méthode LignoSusCrit pour l'information de systèmes de gestion (à adapter aux besoins et objectifs)	130
Tableau 28. Liste des études de cas pour l'évaluation de l'alignement de la pratique ADCV aux dix principes de la Life Cycle Initiative	174
Tableau 29. Évaluation de l'alignement des études de cas aux dix principes de la Life Cycle Initiative	183

Tableau 30. Ratios d'allocation pour les co-produits de la culture de la canne à sucre	188
Tableau 31. Ratios d'allocation pour les co-produits de la culture du maïs	188
Tableau 32. Ratios d'allocation pour les co-produits de la production de furfural ...	189
Tableau 33. Scénarios d'approvisionnement de Pennakem	189
Tableau 34. Distance d'approvisionnement par scénario	189
Tableau 35. Estimation de la masse de carbone de chaque molécule.....	189
Tableau 36. Masse de carbone par molécule au regard de l'unité fonctionnelle	190
Tableau 37. 2-MeTHF B (1,23 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)	190
Tableau 38. 2-MeTHF M (1,23 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)	191
Tableau 39. THF (1,49 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)	192
Tableau 40. Normalized results	193
Tableau 41. 2-MeTHF B (1,23 kg or 10,6 USD to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol).....	194
Tableau 42. 2-MeTHF M (1,23 kg or 10,6 USD to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol).....	194
Tableau 43. THF (1,49 kg or 9,3 USD to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)	195
Tableau 44. 2-MeTHF B (1,23 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)	195
Tableau 45. 2-MeTHF M (1,23 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)	195
Tableau 46. THF (1,49 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)	196
Tableau 47. Adaptation des limites planétaires pour la méthode de calcul « Environmental Footprint » par Sala et al. (2020)	198
Tableau 48. Saisie manuelle des informations relatives au triplet	200
Tableau 49. Saisie manuelle des informations relatives au scénario	200
Tableau 50. Saisie manuelle des informations relatives aux enjeux.....	201
Tableau 51. Informations relatives aux matières premières	202

Tableau 51. Informations relatives aux prix à la production des matières premières en fonction du pays (Données FAO)	205
Tableau 51. Informations relatives aux pays (INFORM = catastrophes naturelles, Landstress = stress terrestre, AWARE = stress hydrique).....	205

Ces travaux de recherche ont été menés dans le groupe CyVi de l'Institut des Sciences Moléculaires, ainsi qu'à Bordeaux Sciences Economiques, à l'Université de Bordeaux.

Le projet LICYDYN auquel sont adossés les travaux a été financé par l'ADEME et la Région Nouvelle Aquitaine entre Octobre 2020 et Septembre 2023. Bordeaux INP a financé la poursuite des travaux entre Octobre 2023 et Août 2024 via un contrat d'Attachée Temporaire d'Enseignement et de Recherche.



Cette thèse a fait l'objet des publications suivantes auprès de journaux à comité de lecture :

1. Balkau, F., Bezama, A., **Leroy-Parmentier, N.**, & Sonnemann, G. (2021). A review on the use of life cycle methodologies and tools in sustainable regional development. *Sustainability*, 13(19), 10881. doi: [10.3390/su131910881](https://doi.org/10.3390/su131910881).
2. Valdivia, S., Backes, J., Traverso, M., Sonnemann, G., Cucurachi, S., Guinée, J. B., Schaubroeck, T., Finkbeiner, M., **Leroy-Parmentier, N.**, Ugaya, C., Peña, C., Zamagni, A., Inaba, A., Amaral, M., Berger, M., Dvarioniene, J., Vakhitova, T., Benoit-Norris, C., Prox, M., Foolmaun, R., Goedkoop, M. (2021). Principles for the application of life cycle sustainability assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(9), 1900-1905. doi: [10.1007/s11367-021-01958-2](https://doi.org/10.1007/s11367-021-01958-2).
3. **Leroy-Parmentier, N.**, Valdivia, S., Loubet, P., & Sonnemann, G. (2023). Alignment of the life cycle initiative's "principles for the application of life cycle sustainability assessment" with the LCSA practice: A case study review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 28(6), 704-740. doi:

[10.1007/s11367-023-02162-0](https://doi.org/10.1007/s11367-023-02162-0).

4. **Leroy-Parmentier, N.**, Valdivia, S., & Sonnemann, G. (2024). Defining the goal and scope for life cycle sustainability assessment. In Handbook on Life Cycle Sustainability Assessment (pp. 136-143). Edward Elgar Publishing. doi: [10.4337/9781800378650.00021](https://doi.org/10.4337/9781800378650.00021)
5. **Leroy-Parmentier, N.**, Wiche, P., & Sonnemann, G. (2024). Life cycle assessment. In Handbook on Life Cycle Sustainability Assessment (pp. 60-76). Edward Elgar Publishing. doi: [10.4337/9781800378650.00016](https://doi.org/10.4337/9781800378650.00016)
6. **Leroy-Parmentier, N.**, Loubet, P., Saint-Jean, M., & Sonnemann, G. (2024). Life Cycle Sustainability Assessment for the Bioeconomy: The Case of the Production of Tramadol from 2-Methyltetrahydrofuran. In ACS Sustainable Resource Management. doi: [10.1021/acssusresmgt.4c00144](https://doi.org/10.1021/acssusresmgt.4c00144)

De plus, les travaux de cette thèse ont fait l'objet de présentations orales ou de posters lors des évènements suivants :

1. **Leroy-Parmentier, N.**, Loubet, P., Saint-Jean, M., & Sonnemann, G. (2023) Life cycle sustainability assessment and raw material criticality assessment as inter-related tools for supply chain risks management: the case of bio-based solvents, Life Cycle Management Conference (Oral)
2. **Leroy-Parmentier, N.**, Valdivia, S., Loubet, P., & Sonnemann, G. (2022) Alignment of seven of the Life Cycle Initiative's principles for the application of LCSA with the practice: Case studies review, S-LCA Conference: Leave No One Behind (Oral)
3. **Leroy-Parmentier, N.**, Loubet, P., Saint-Jean, M., & Sonnemann, G. (2023) A method proposal to assess ligno-cellulosic resources criticality at the firm level (LignoCrit), IRTC conference (Poster)

DES ACTIVITÉS HUMAINES AUX CONSÉQUENCES MULTIPLES

Depuis la publication de son premier rapport en 1990, le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) [1] alerte sur les conséquences potentielles de l'effet de serre additionnel dû aux émissions de gaz à effet de serre générées par les activités humaines. Une augmentation moyenne de la température de +3°C d'ici 2100 serait constatée dans le cas où la courbe des émissions de gaz à effet de serre ne s'infléchit pas. Elle serait accompagnée d'évènements climatiques de plus en plus fréquents et violents impactant largement la production agricole et les populations dans des régions déjà soumises à des pressions socio-économiques importantes telles que les pays en voie de développement. Le dérèglement de certains cycles biogéochimiques [2]¹ induit par les activités humaines pose la question du dépassement de seuils irréversibles empêchant l'Humanité de vivre dans un écosystème sûr.

Parmi les neuf seuils (aussi appelés limites planétaires [3]) quantifiés par la communauté scientifique, six ont été dépassés [4] et la tendance ne semble pas s'inverser. Ces pressions ont des conséquences visibles sur l'environnement et la société avec notamment, l'augmentation de la température et la perte de biodiversité imputables notamment au changement climatique [5] et la mortalité imputée à la pollution de l'air [6]. Les changements climatiques sont également à l'origine de déplacements de populations [7] et de conflits [8,9] alors qu'en parallèle, malgré une croissance économique à la hausse, les conditions de travail et de l'accès à l'emploi [10] se dégradent.

¹ Cycles de transport et de « recyclage » d'éléments ou composants chimiques entre la géosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère, et la biosphère. Ces cycles concernent l'azote, le carbone, l'eau, l'hydrogène, l'oxygène, le phosphore, le sélénium, le silicium, le soufre et les métaux [2]

PRISE DE CONSCIENCE ÉCOLOGIQUE ET DÉVELOPPEMENT DURABLE

Le rapport Meadows [11] alertait, dès 1972, sur une rétroaction des dommages environnementaux et sociaux générés par l'activité économique sur la croissance économique menant à l'effondrement du monde industriel tel que nous le connaissons. La prise de conscience de la finitude des ressources naturelles sur lesquelles le système économique fonctionne amène les sphères académiques et institutionnelles internationales à discuter de leur utilisation et de leur préservation posant les jalons du développement durable [12] et amenant à sa définition actuelle en 1987 [13]. Ce modèle de développement économique permettant de répondre aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs repose sur la considération des dimensions environnementales, sociales et économiques.

LA BIO-ÉCONOMIE, UNE STRATÉGIE DE MISE EN ŒUVRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE

L'établissement de modes de production et de consommation durables [14] est nécessaire pour atteindre un développement durable. La réduction de la dépendance aux ressources fossiles et la décarbonation des activités [15] que cela impliquerait peuvent être atteintes *via* la mise en place, entre autres, de la bio-économie. Cette stratégie, qui repose sur le recours à la biomasse et un maintien du cycle court du carbone, constitue un axe majeur de la transition vers des sociétés post-fossiles [16,17].

Dans son approche européenne, la bio-économie vise à substituer des produits bio-sourcés aux produits d'origine fossile tels que les carburants, les matériaux plastiques et les produits chimiques organiques [18]. Le potentiel de réduction des émissions de gaz à effet de serre de tels produits est a priori important [19], mais le développement de la bio-économie fait face à de nombreux enjeux de durabilité [20] tant dans les risques pouvant entraver son développement qu'en termes d'impacts des activités ainsi créées.

LES ENJEUX DE LA BIO-ÉCONOMIE, ENTRE RISQUES ET IMPACTS

D'une part, le développement de la bio-économie amène une demande massive en biomasse pour de nouvelles applications, alors même que les besoins alimentaires, énergétiques et industriels existants sont en constante augmentation. La surface dédiée aux cultures agricoles et forestières étant stable voire en déclin (-0,43% [21] et -3,77% [22] respectivement depuis 1992), la compétition d'usage des terres agroforestières pour les différentes applications de la biomasse va s'intensifier [23]. À cela s'ajoutent des défis d'adaptation aux changements climatiques et à leurs conséquences sur les pratiques agricoles avec l'augmentation des catastrophes naturelles en fréquence et en intensité, mais aussi la modification des rendements agricoles dans les différentes régions de production [1]. La saisonnalité des cultures ainsi que la spécialisation régionale [24] (liée à la notion d'avantage comparatif proposée par Ricardo dans *On the Principles of Political Economy and Taxation* en 1817) contraignent également l'accès à la biomasse en qualité et en quantité nécessaire à tout moment et en tout point du globe.

D'autre part, les externalités environnementales de la bio-économie ne sont pas neutres [19,25]. Les pratiques agroforestières ont recours à l'utilisation d'engrais et pesticides à l'origine d'eutrophisation et de perte de biodiversité. L'irrigation des terres cultivées ajoute également une pression supplémentaire sur la ressource hydrique dont le cycle est déjà perturbé par le changement climatique. Les processus industriels de transformation de la biomasse plus énergivores que les procédés pétrochimiques, car plus récents et moins optimisés, sont également à l'origine de transferts de pollution importants [26]. D'un point de vue socio-économique, aux inégalités déjà existantes en matière de propriété, d'utilisation et d'accès aux terres viennent s'ajouter le recours à une main d'œuvre féminine et/ou émigrée peu chère et bien souvent exploitée, à une perte des emplois du fait de la mécanisation des pratiques ainsi qu'à des déplacements de populations indigènes locales dépossédées de leurs terres au profit de l'industrie [27–29].

MESURER POUR MAITRISER LES ENJEUX

Afin de maîtriser les risques d'approvisionnement en biomasse ou en produits dérivés de la biomasse, tout en limitant les impacts négatifs environnementaux et socio-

économiques des modes de production et de transformation de la biomasse, les firmes de la bio-économie doivent intégrer ces enjeux dans leurs décisions stratégiques. D'une part, les risques liés à l'approvisionnement pourraient entraîner des cessations d'activité [30], mettant à mal la pérennité des firmes. D'autre part les impacts de ces activités génèrent de tels dommages à l'échelle globale qu'il est nécessaire de, collectivement, les évaluer et de les réduire.

Ce tableau se complexifie encore en considérant les stratégies visant à anticiper et à atténuer les risques d'approvisionnement. En effet, elles entraînent des modifications des processus d'approvisionnement et des processus industriels et par voie de conséquence, des impacts environnementaux, sociaux et économiques qui y sont associés.

Face à ces enjeux et avec le développement de stratégies et de pratiques visant à promouvoir le développement durable, les firmes sont encouragées "à adopter des pratiques durables et à intégrer des informations sur ces pratiques dans les rapports qu'elles établissent" [15] et donc à s'assurer de la durabilité de leurs activités. Pour cela, la sphère académique dispose d'outils de mesure, de diagnostic et d'aide à la décision qui peuvent être adaptés aux firmes et aux biens et services qu'elles produisent.

Afin d'évaluer les impacts, la mesure des aspects environnementaux, sociaux et économiques sur l'ensemble du cycle des biens et service permet la quantification des impacts et la compréhension de leurs sources. Différents outils existent, notamment pour la mesure des impacts des firmes, allant de l'évaluation de critères spécifiques sous forme d'empreintes (ex. carbone [31], biodiversité [32], eau [33], énergie [34], sociales [35] etc.) à l'analyse du cycle de vie (ACV), connue quant à elle pour son approche multicritère. Cette dernière permet une évaluation systématique et robuste des impacts environnementaux potentiels des biens et services produits. Grâce à son cadre conceptuel standardisé par les normes ISO 14040 et ISO 14044 [36,37], l'ACV permet de répondre à ce besoin de mesure pour l'évaluation de la durabilité des activités des firmes puisqu'elle peut être élargie aux aspects sociaux et économiques par le biais de l'analyse sociale du cycle de vie et de l'analyse des coûts du cycle de vie. Il est à noter que l'intégration de l'évaluation des trois dimensions dans l'analyse de durabilité du cycle de vie [38] demeure complexe et limitée.

S'agissant des risques, la littérature est prolifique et propose des techniques s'adaptant à différents contextes [39] et notamment celui de l'approvisionnement de matériaux grâce à l'évaluation de la criticité des matières premières [40–43]. Cette méthode offre un moyen de mesurer les risques de rupture d'approvisionnement et leurs effets grâce à la considération de deux dimensions principales : le risque d'approvisionnement, et la vulnérabilité aux ruptures d'approvisionnement. Plutôt récente, elle manque d'indicateurs robustes, notamment pour l'évaluation des ressources biotiques et des matières premières issues de la biomasse réputées renouvelables [44].

Afin de tenir compte des enjeux des produits sur l'intégralité de leur cycle de vie, il semble pertinent de tenir compte à la fois des risques d'approvisionnement mais aussi des impacts environnementaux, sociaux et économiques.

L'intégration de ces enjeux passe par l'intégration des méthodes d'évaluation de la criticité des matières premières et d'analyse de durabilité du cycle de vie bien que cela pose différentes questions [45,46] : il est nécessaire de fixer ce que chaque méthode représente individuellement, l'une par rapport à l'autre, la place que chacune pourrait avoir dans une évaluation intégrée et comment une évaluation intégrée pourrait être développée compte tenu des enjeux et des champs différents de chaque méthode.

PROBLÉMATIQUE, QUESTION DE RECHERCHE, OBJECTIFS ET STRUCTURE DE LA THÈSE

Comme cela a été introduit plus tôt, les firmes ont un devoir de vigilance en matière de durabilité, tant pour leur survie individuelle que pour prendre part à l'établissement de modes de production et de consommation plus durable comme énoncé dans l'Objectif de Développement Durable n°12.

Si l'ADCV et l'évaluation de la criticité pour l'étude des impacts et des risques sont reconnues à l'échelle académique internationale, il n'en demeure pas moins que des adaptations doivent être proposées pour tenir compte des enjeux de la bio-économie.

Ainsi, en se positionnant du point de vue d'une firme et dans une volonté d'intégration systémique des risques et des impacts liés aux activités économiques, cette thèse répondra à la question :

Est-il pertinent et possible de considérer les risques et les impacts des activités des firmes de la bio-économie dans une méthode d'évaluation intégrée pour s'assurer de leur durabilité ?

Pour cela, différents objectifs de recherche ont été identifiés et donnent à cette thèse sa structure (Figure 1):

Objectif 1 : Étudier la pertinence d'une évaluation intégrée des impacts et des risques des activités des firmes de la bio-économie

Objectif 2 : Évaluer séparément les impacts et les risques des activités des firmes de la bio-économie

- Objectif 2.1. : Évaluer les impacts des activités de la bio-économie
- Objectif 2.2. : Évaluer les risques des activités de la bio-économie

Objectif 3 : Proposer une méthode d'évaluation intégrée des risques et des impacts des activités des firmes de la bio-économie

Le manuscrit suivra la structure suivante, présentée dans la Figure 1:

- L'état de l'art présenté dans le Chapitre 1 vise à mettre en évidence l'intérêt d'intégrer l'analyse des impacts et risques *via* leur méthodes d'évaluation respectives et les enjeux d'opérationnalisation et de transparence qui y sont associés.
- Le Chapitre 2 s'attache à évaluer la pratique de l'ADCV existante au regard de dix principes visant à l'harmonisation de la méthode.
- Le Chapitre 3 évalue les impacts environnementaux, sociaux et économiques d'un solvant bio-sourcé en comparaison à un solvant d'origine fossile.
- Le Chapitre 4 propose une méthode d'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse au regard des lacunes de la littérature mises en évidence au Chapitre 1.
- Le Chapitre 5 tente de proposer une méthode d'évaluation intégrée des risques et des impacts des activités d'une firme grâce aux méthodes et résultats des chapitres 2, 3 et 4.
- Enfin, le Chapitre 6 récapitule l'ensemble des résultats et envisage des perspectives à ces travaux.

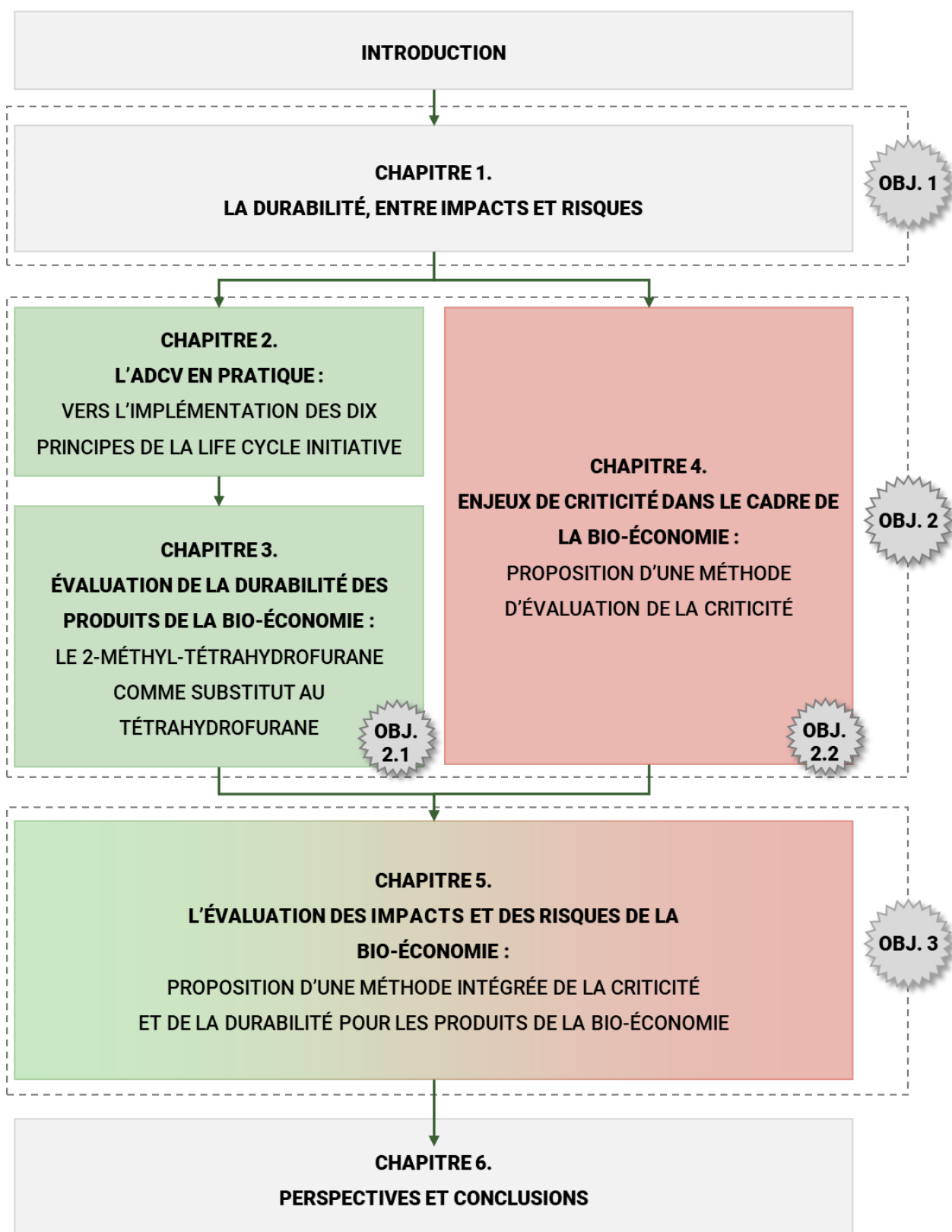


Figure 1. Structure de la thèse

CHAPITRE 1. LA DURABILITÉ D'UN PRODUIT : LES POINTS DE CONVERGENCE ENTRE ANALYSE DES IMPACTS ET ANALYSE DES RISQUES

Ce chapitre d'état de l'art s'attache à montrer les points de convergence entre une analyse des impacts et une analyse des risques qu'une firme devra réaliser si elle prétend faire une évaluation complète de la durabilité du produit qu'elle fabrique. Nous mettrons ainsi en évidence le potentiel d'intégration qui existe entre la méthodologie de l'analyse de durabilité du cycle de vie (ADCV) et celle de l'évaluation de la criticité des matières premières.

La section 1.2.1 introduisant l'analyse de durabilité du cycle de vie (ADCV) est partiellement construite sur deux chapitres rédigés pendant les travaux de thèse pour le livre *Handbook on Life Cycle Sustainability Assessment* publié en Avril 2024 :

- Leroy-Parmentier, N., Valdivia, S., & Sonnemann, G. (2024). Defining the goal and scope for life cycle sustainability assessment. In *Handbook on Life Cycle Sustainability Assessment* (pp. 136-143). Edward Elgar Publishing. [47]
- Leroy-Parmentier, N., Wiche, P., & Sonnemann, G. (2024). Life cycle assessment. In *Handbook on Life Cycle Sustainability Assessment* (pp. 60-76). Edward Elgar Publishing. [48]

1.1. MAÎTRISER LES IMPACTS ET LES RISQUES D'UNE ACTIVITÉ : UN ENJEU DE DURABILITÉ

1.1.1. LES RESSOURCES NATURELLES : UN CAPITAL COMME UN AUTRE ?

La théorie microéconomique suppose que les firmes peuvent transformer des intrants en produits en utilisant des combinaisons variées de travail, matières premières et capital (ou machines). La relation entre les intrants utilisés pour le processus de production et le produit en résultant est donnée par la fonction de production. Une **fonction de production** indique alors le niveau le plus élevé de produit (noté Q) qu'une firme peut produire pour chaque combinaison particulière d'intrants. La fonction de production s'exprime généralement sous la forme $Q=f(K,L)$, proposée par Cobb et Douglas [49] avec Q , la production, K , le capital et L le travail.

Solow [50,51] tient compte en outre des ressources naturelles, N , la fonction devenant alors une fonction à trois facteurs : $Q=f(K,L,N)$. L'hypothèse retenue concernant les facteurs de production (K , L et N) est celle de la substituabilité entre les intrants considérés : les firmes, quand elles prennent leurs décisions de production, peuvent généralement obtenir un certain niveau de production en substituant un intrant par un autre. En prenant en compte cette flexibilité dans le processus de production, les managers peuvent choisir des combinaisons de facteurs de production qui minimisent les coûts et maximisent leur profit.

Au niveau macroéconomique, l'hypothèse de substituabilité entre intrants, en particulier entre capital technique et capital naturel, représente l'approche dite "faible" de la durabilité (Figure 2 – a.). Selon cette approche, la croissance économique peut continuer indéfiniment tant que la règle d'Hartwick [52,53] est respectée, c'est à dire que les rentes économiques issues de l'exploitation de ressources naturelles non renouvelables sont investies dans d'autres formes de capital capables de produire un flux de revenu équivalent dans le futur. La **durabilité faible**, dans ce contexte, est définie comme le **maintien de la consommation et/ou de la richesse par tête de génération en génération** en se fondant sur une vision restrictive des liens entre environnement et économie à travers la notion de capital naturel [54], qui est censé représenter à elle seule l'ensemble des ressources naturelles.

L'approche de durabilité faible reconnaît que le progrès technique et l'innovation, souvent déclenchés par une réglementation environnementale ou par une demande sociétale forte [55], peuvent aider à réduire les pressions sur les écosystèmes grâce à l'amélioration de l'efficacité-matière, réduisant à la fois les flux physiques entrants ou sortants mais également les coûts de production. Néanmoins, le changement technologique peut aussi être à l'origine d'effets rebond. En effet, une moindre pression sur une ressource, obtenue grâce au progrès technique, peut entraîner une baisse de son prix et par conséquent une augmentation de la quantité de ressource demandée et *in fine* de sa consommation agrégée alors même que l'objectif est une réduction de celle-ci. Les économies de ressources recherchées répondent non seulement à un objectif de gains de productivité pour la firme qui en dépend mais également à la nécessité de tenir compte du caractère irremplaçable (et donc non substituable) de certaines ressources et de l'irréversibilité de leur disparition. Ces deux dernières propriétés attribuées aux ressources naturelles (non substituabilité, irréversibilité) fondent l'approche dite de la durabilité forte.

Devant la nécessité de **préserv**er ces ressources naturelles dont l'extraction et la transformation par les activités humaines sont à l'origine de leur disparition mais aussi de modifications environnementales importantes, Rockström et al. [56,57] identifient 9 limites planétaires, des seuils qu'il ne faudrait pas dépasser pour assurer à l'Humanité de perdurer dans un écosystème sûr. Il s'agit là d'une **approche dite forte de la durabilité** (Figure 2 – b.) qui considère la stabilité des cycles biogéochimiques comme élément essentiel de la capacité à satisfaire ses propres besoins sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs.

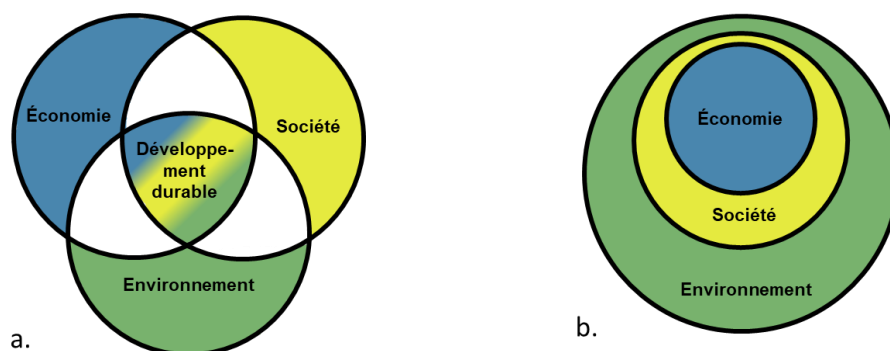


Figure 2. Représentation graphique de la durabilité faible (a.) et forte (b.)

1.1.2. MÉCANISMES OUTSIDE-IN ET INSIDE-OUT : L'EXPRESSION DES IMPACTS ET DES RISQUES SUR LES CHAÎNES DE VALEUR DE LA BIO-ÉCONOMIE

La **bio-économie**, dans sa capacité à permettre une utilisation raisonnée et durable des matières premières issues de la biomasse, est une stratégie européenne pour la mise en œuvre du développement durable. Elle permet le développement d'alternatives bio-sourcées à des produits pétro-sourcés [58].

Elle se base notamment, dans ce contexte européen, sur la conversion de biomasse dans des **bioraffineries**. Les molécules organiques des végétaux, les hexoses et les pentoses contenues dans la lignine, la cellulose et l'hémicellulose, sont transformées soit par fermentation, soit par transformation chimique [59]. Ces voies de synthèse permettent l'obtention de différentes **molécules plateformes** transformées ensuite en produits à plus haute valeur ajoutée pour des applications diverses.

Comme cela a été montré par Tsolakis et al. [60], les produits bio-sourcés sont obtenus par une série d'étapes allant de l'approvisionnement en biomasse à la mise sur le marché de produits finis. Chacune de ces étapes est portée par une ou plusieurs firmes insérées dans une même chaîne de valeur (Figure 3) qu'une perturbation externe peut déstabiliser par le biais d'effets généralisés (ex : guerre ou pandémie) ou localisés pouvant se répercuter sur les différents partenaires commerciaux (ex. rupture d'approvisionnement d'un fournisseur d'une firme) [61]. Cela représente un **risque systémique**, qu'il est nécessaire d'éviter pour assurer la continuité des activités et donc la durabilité des firmes [30]. La norme ISO 31000 (Management du risque) a d'abord défini le risque comme « la combinaison de la probabilité d'évènement et de sa conséquence » avant d'opter pour « l'effet de l'incertitude sur l'atteinte des objectifs » [62]. Dans ces travaux nous proposons de considérer le risque comme la possibilité de survenue, prédictible ou non, d'un évènement adverse que l'on souhaite éviter pour l'atteinte des objectifs. Cimprich propose de modéliser ces risques grâce à des mécanismes dits **Outside-in** [63]. L'inverse du mécanisme *Outside-In* est appelé **mécanisme Inside-Out** [63]. Il illustre les **impacts de la production de biens et services** sur l'environnement direct de la firme (avec notamment la consommation d'eau et la transformation des terres) et sur les écosystèmes en général (du fait notamment des changements climatiques, de l'acidification etc.) (Figure 4). Plus

généralement, un impact est l'effet d'une action ou d'un évènement sur le système étudié.

Enfin, les enjeux sont les domaines affectés par ces risques et ces impacts. La palette des enjeux considérés comme importants varient dépendamment du contexte et donc d'une firme à l'autre.

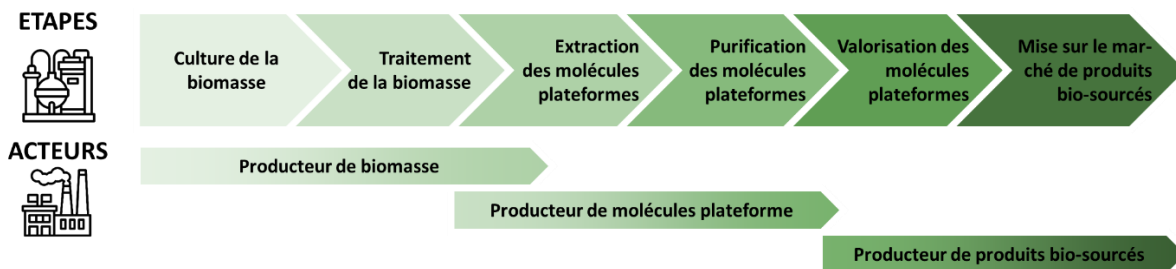


Figure 3. Étapes et acteurs pour la conversion de la biomasse dans les chaînes de valeurs de la chimie verte (d'après Tsolakis et al. (2019))

Ces trois premières sections mettent en évidence les contraintes auxquelles sont soumises les firmes (i.e. les risques) et auxquelles elles soumettent leur environnement et le reste du monde (i.e. les impacts de leurs activités) notamment dans le cadre de la bio-économie.

Dans une volonté d'anticiper et de réduire les risques contraignant leurs activités, les firmes peuvent mettre en place des stratégies modifiant sur les différentes étapes du cycle de vie des produits ainsi que leurs impacts.

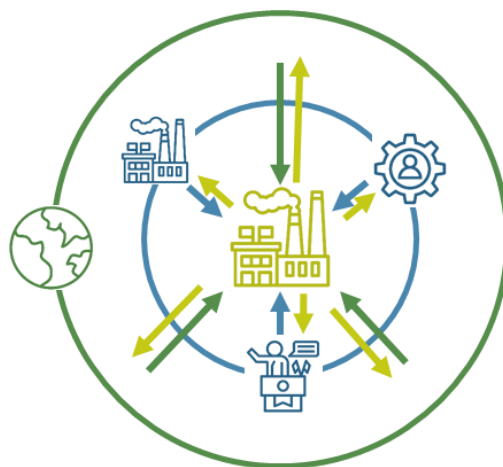


Figure 4. Mécanismes outside-in et mécanismes inside-out s'exprimant du point de vue d'une firme (en jaune) en provenance et à destination des acteurs de la chaîne de valeur (en bleu) et du reste du monde (en vert) [63]

On voit dès lors apparaître une complémentarité entre la prise en compte des risques et celle des impacts dans la notion de durabilité. La question de leur mesure individuelle et conjointe, encore ouverte, est abordée dans les prochaines sections.

1.2. ÉVALUATION DES IMPACTS ET DES RISQUES : DEUX MÉTHODOLOGIES AVEC UN POTENTIEL D'INTÉGRATION FORT MAIS LOIN D'ÊTRE ÉTABLI

Dans cette section, l'analyse de durabilité du cycle de vie (ADCV) et l'évaluation de la criticité des matières premières sont présentées, comme outils de mesure des impacts et des risques, avant d'envisager leur point de rencontre.

1.2.1. L'APPROCHE ADCV POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS DES ACTIVITÉS

L'analyse de la durabilité du cycle de vie (ADCV) est une approche méthodologique utilisée pour évaluer la durabilité des produits, services ou organisations. Proposée par Klöpffer en 2008 [38], et documentée par l'UNEP [64], et plus récemment par Sonnemann et Valdivia [65], elle repose sur l'évaluation des **dimensions environnementales, économiques et sociales**, évaluées grâce à l'analyse du cycle de vie (ACV), du coût du cycle de vie (ACCV) et du cycle de vie social (ASCV), respectivement. Cette approche construite trois évaluations séparées et résumée par la formule $ADCV = ACV + ACCV + ASCV$. Elle est reconnue comme une évaluation de la durabilité faible (Figure 2 – a) dans la mesure où les résultats non intégrés permettent des arbitrages entre les différentes dimensions du développement durable [20,66,67].

Cette méthode est construite sur le cadre conceptuel de l'ACV environnementale élargie aux enjeux sociaux et économiques. Elle se décompose en quatre phases conformes à celles de la norme ISO 14040 :2006 [36] (Figure 5).

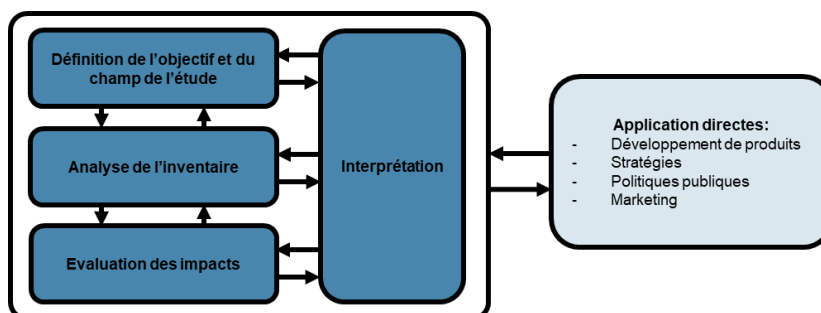


Figure 5. Phases de la norme ISO 14040 complétée des applications potentielles de l'ACV

- La première étape de **définition des objectifs et du champ de l'étude** consiste en la contextualisation des travaux à mener posant les bases méthodologiques et les hypothèses nécessaires à l'évaluation. Aux exigences de la norme ISO 14040, s'ajoutent l'identification des parties prenantes dont les perspectives sont pertinentes dans l'interprétation de l'étude ainsi que l'utilité du produit au-delà de son unité fonctionnelle² permettant de couvrir les potentiels impacts positifs du système étudié. Elle vise également à identifier les processus unitaires qui, combinés, forment le système technique étudié grâce à son unité fonctionnelle ou son utilité.
- La seconde phase d'une ACV comme d'une ADCV se base sur la modélisation du système de produit et la collecte des informations nécessaires à celle-ci, il s'agit de la phase d'**inventaire du cycle de vie**. Les systèmes techniques et les activités humaines (processus unitaires) prises en compte dans leur cycle de vie s'inscrivent dans un système d'échanges de flux économiques dans la technosphère (flux intermédiaires). Au-delà de la technosphère, les activités humaines émettent des flux physiques dit élémentaires dont les conséquences souvent négatives représentent les impacts environnementaux. Le "système de produit" est défini comme « [l']ensemble de processus unitaires comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies, qui sert de modèle au cycle de vie d'un produit » [36]. L'identification et la justification des processus qui doivent être inclus ou exclus constituent la définition des limites du système et dépendent fortement de l'approche considérée, des étapes du cycle de vie et de la disponibilité des données.

L'analyse de durabilité du cycle de vie (ADCV) étant bâtie pour la quantification des impacts environnementaux, sociaux et économiques, les flux quantifiés sont à la fois les flux physiques de l'ACV mais également les flux économiques qui entrent et sortent de chacun des processus unitaires du système (Figure 6). L'ACCV [68,69], dans la construction actuelle de la méthodologie tend à ne comptabiliser que les flux monétaires intermédiaires avec une approche

² Introduite dans les lignes directrices de l'UNEP de 2020 pour l'ASCV, l'utilité du produit prend en compte "la perception du consommateur concernant ce que le produit offre, en plus de sa fonction (la capacité d'un bien à satisfaire un besoin). Cette appréciation est liée à ses valeurs culturelles et sociales, ainsi qu'à ses désirs et satisfactions. L'utilité du produit peut être identifiée en termes techniques (qualité, fonctionnalité, etc.) ou en termes sociaux (confort, prestige, etc.)" [71].

davantage comptable et financière qu'économique [70]. En effet, une évaluation économique supposerait de caractériser et quantifier les externalités négatives comme positives liées aux activités d'une chaîne de valeur ainsi que la valeur de non-usage des ressources. En l'état, l'ACCV permet de mettre en évidence les postes de dépenses les plus importants, ce qui permet d'identifier les opportunités de réduction de coûts. De son côté l'ASCV, très récente, s'appuie sur le cadre ACV et mobilise des données et des outils provenant des sciences sociales [71]. Cette méthode vise à évaluer les impacts sociaux des produits, services et organisations en cycle de vie en tenant compte de la perspective de différents groupes sociaux impactés directement ou indirectement par les activités étudiées. Différentes approches de l'ASCV existent, l'une tenant compte de la performance d'un système vis-à-vis d'un état désirable appelée approche par les « échelles de référence » (ER) et l'autre focalisant sur les impacts sociaux potentiels dite approche par les « mécanisme d'impact » (MI). Quelle que soit l'approche utilisée, la modélisation des flux physiques et économiques est réalisée grâce à des données très dépendantes du contexte temporel et géographique.

- Une fois modélisé, le système étudié est évalué sur la base d'indicateurs sélectionnés en fonction de leur pertinence au regard des objectifs et du champ de l'étude. Il s'agit de la phase d'**évaluation des impacts du cycle de vie**. Pour cela, les flux élémentaires sont classés et agrégés en impacts et/ou en dommages grâce à des facteurs de caractérisation (Figure 6). Comme évoqué plus haut, l'ACCV échappe à cette caractérisation puisqu'elle s'arrête à la classification des flux monétaires intermédiaires. Dans le cadre de l'ASCV, l'approche "ER" n'utilisant pas de facteurs de caractérisation mais des échelles de référence propose donc une évaluation semi-qualitative des indicateurs sélectionnés. L'approche "MI" quant à elle tend à caractériser les impacts sociaux en multipliant une variable d'activité (exprimée souvent dans une unité temporelle) avec un facteur de caractérisation du risque social.
- L'**interprétation des résultats** est réalisée de façon à répondre aux questions soulevées lors de la définition des objectifs et du champ de l'étude pour permettre l'utilisation des résultats pour le diagnostic ou la prise de décision. Compte tenu des caractéristiques de l'approche ADCV qui est multi-système, multi-étape, multi-dimensionnelle, et multi-critère, l'étape d'interprétation des résultats soulève elle

aussi des questions d'opérationnalisation. Différentes approches existent pour cette étape, allant de la monétarisation des différents impacts pour les exprimer dans une même unité à des approches d'analyse décisionnelle multi-critères pondérant les différents enjeux en fonction des considérations des parties prenantes [72,73].

Les travaux en ACV environnementale ont largement servi à étudier différentes applications de la biomasse, notamment pour les bio-carburants [74] ou pour les biopolymères [75]. En revanche, peu de travaux utilisent le cadre de l'ADCV pour étudier la bioéconomie, à l'exception des travaux de Walter Zeug que nous avons pu identifier [76–78].

D'un point de vue plus global, la méthodologie de l'ADCV étant relativement jeune, elle présente encore des lacunes méthodologiques importantes qui ont été rapportées par six publications [79–84]. Ces travaux soulignent la nécessité d'améliorer et d'harmoniser les pratiques existantes afin de soutenir le nombre croissant de publications d'études de cas au sein de la communauté ADCV.

Face à la complexité de cette méthodologie et pour répondre aux besoins identifiés dans la littérature ainsi que pour faciliter le processus de prise de décision, la Life Cycle Initiative a publié, en 2021, ses dix principes à respecter pour conduire une ADCV [85] (Tableau 1). Ils seront décrits dans le Tableau 1 et appliqués dans un cas d'étude dans le Chapitre 3.

Tableau 1. Les dix principes pour l'application de l'Analyse de Durabilité du Cycle de Vie de la Life Cycle Initiative

Principe	
P1	Comprendre les aires de protection et les mécanismes d'impacts incluant les mécanismes de cause à effet connectant les résultats d'inventaires avec les indicateurs midpoint et endpoint des aires de protection
P2	Alignement avec les 4 phases de la norme ISO 14040: 2006. L'ADCV doit intégrer la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire du cycle de vie, l'évaluation des impacts du cycle de vie et leur interprétation en ligne avec la norme.
P3	Complétude: Ce principe s'assure que l'ADCV couvre les trois piliers de la durabilité. De plus, l'ACV, l'ACCV et l'ASCV doivent également être complètes et couvrir toutes les étapes du cycle de vie dans le cadre des frontières du système étudié, justifiant clairement de toute exclusion.
P4	Prise en compte des perspectives des principales parties prenantes
P5	Prise en compte de l'utilité du produit au-delà de l'unité fonctionnelle (co-bénéfices)
P6	Matérialité des frontières du système
P7	Cohérence
P8	Transparence
P9	Communication explicite des compromis
P10	Attention particulière portée lors de la compensation des impacts négatifs et positifs

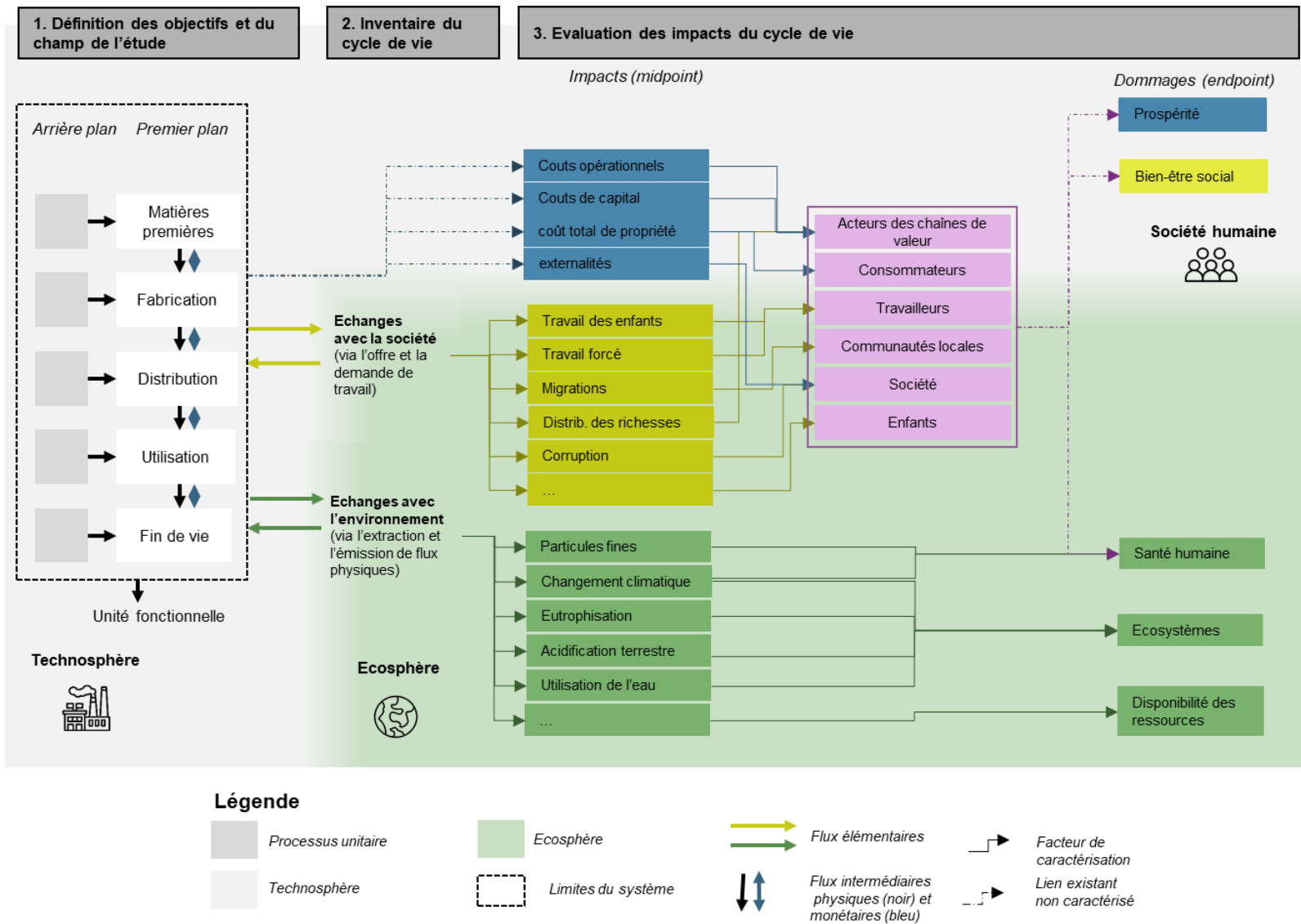


Figure 6. Représentation graphique de la méthodologie d'ADCV

1.2.2. LA CRITICITÉ DES MATIÈRES PREMIÈRES POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE D'APPROVISIONNEMENT

L'évaluation de la **criticité des matières premières** "évalue la dépendance économique et technique d'un certain matériau, ainsi que la probabilité de perturbations de l'approvisionnement, pour un groupe de parties intéressées défini, dans une échelle spatio-temporelle définie"[41]. Introduite par le National Research Council en 2007 [42] et développée par Graedel et al. [40], elle peut s'appliquer à différents périmètres, allant d'un produit-système à une économie de niveau national voire mondial, et considérer des horizons temporels différents, allant du court terme au long terme [41].

L'International Round Table on Criticality (IRTC) a réalisé une revue des méthodes et des données qui servent à déterminer la criticité des matières premières [41]. Il en ressort que, même si le cadre de l'étude varie, la criticité repose sur une base commune fondée sur l'articulation de deux composantes principales proposées originellement : le **risque d'approvisionnement** (1) et la **vulnérabilité des acteurs aux perturbations de l'approvisionnement** (2). Une troisième composante ajoutée par Graedel et al. [40] concerne les **implications environnementales** (3).

(1) Risques d'approvisionnement

Dans le domaine du management, le risque d'approvisionnement est défini comme la probabilité de rupture d'approvisionnement au regard de l'impact de cette potentielle rupture (Christopher, 2011 [86] – p.237). Or, dans l'approche de Graedel, la criticité des matières premières décompose la probabilité d'occurrence d'une rupture d'approvisionnement et la vulnérabilité des acteurs à ces ruptures d'approvisionnement. Dans la suite de ce travail, et en cohérence avec l'approche de Graedel, le risque d'approvisionnement désignera la probabilité de survenue d'une rupture d'approvisionnement.

L'évaluation du ou des risques d'approvisionnement nécessite l'identification des facteurs de ruptures potentielles *via* la compréhension des déterminants qui influencent l'accès aux matières premières et donc leur disponibilité.

(2) Vulnérabilité aux ruptures d'approvisionnement

La vulnérabilité est définie comme l'exposition à de sévères perturbations [87] et se rattache, dans le cadre de la criticité des matières premières, à l'impact d'une rupture d'approvisionnement potentielle sur l'acteur qui la subit.

La vulnérabilité est souvent vue en opposition à la résilience qui définit la capacité d'un acteur à faire face au risque pour en réduire l'impact [88]. Dans une démarche de gestion des risques, réduire l'impact d'une rupture d'approvisionnement suppose la mise en place de stratégies d'anticipation et d'atténuation des potentielles ruptures d'approvisionnement.

(3) Implications environnementales

Les implications environnementales ont été ajoutées à l'équation de la criticité des matières premières par Graedel et al. [40]. Cette dimension illustre les dommages environnementaux associés aux matériaux étudiés. Elle n'a pas vocation à décrire l'environnement réglementaire de la matière première et des potentielles restrictions d'accès à celle-ci. Elle illustre plutôt les conséquences potentielles de son usage, en tant que dommage « pur » sur les écosystèmes et la santé humaine auxquelles s'ajoutent des problématiques liées à la demande du bien ou service produit grâce à cette matière première. En effet, l'information grandissante sur les impacts environnementaux des biens de consommation modifie les comportements des consommateurs devenus plus exigeants sur la transparence et l'éthique des fournisseurs [89].

L'IRTC fournit également un cadre conceptuel similaire (Figure 7) à celui de la norme ISO 14040 [36] bien que certaines phases y aient été ajoutées. Comme dans la norme ISO 14040, il s'agit d'abord de **définir les objectifs et le champ de l'étude** qui vont guider l'évaluation. Cette étape permet notamment de comprendre ce qui est en jeu, quels types de risques sont anticipés, quel est l'objectif de l'évaluation, quels matériaux sont évalués et quels sont les besoins en données pour orienter la **sélection et l'évaluation des indicateurs** en fonction **des données disponibles**. Le choix de la **méthode d'agrégation**, si elle a lieu d'être, est fonction du contexte énoncé lors de la définition des objectifs et du champ de l'étude et influence la manière dont **les résultats sont interprétés et communiqués**.

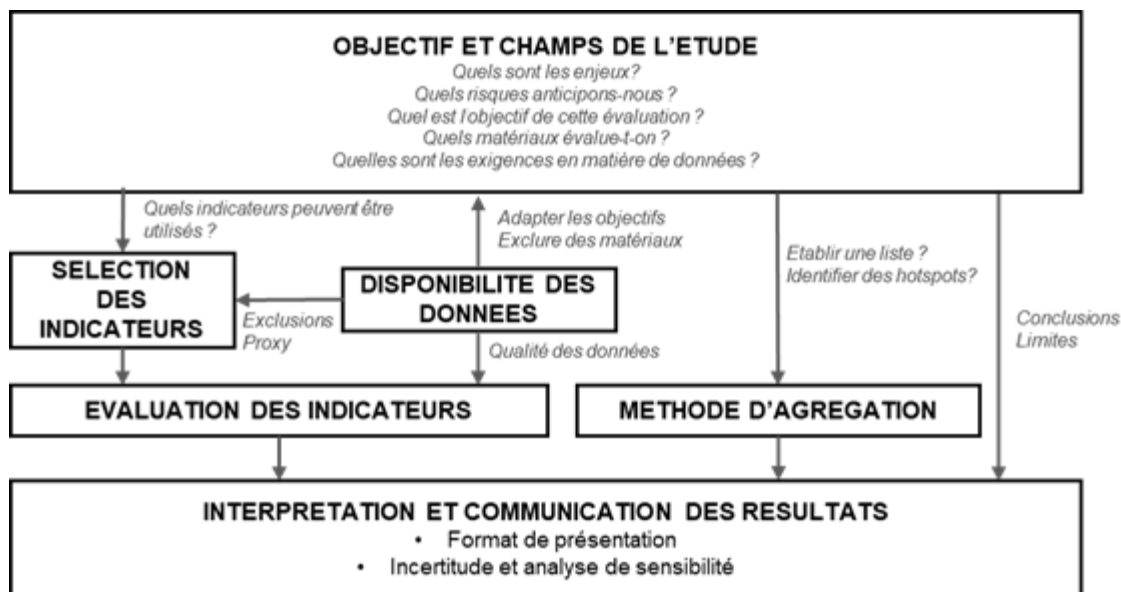


Figure 7. Cadre conceptuel de l'évaluation de criticité des matières premières proposé par l'IRTC (2021)

La criticité évalue principalement les minéraux et métaux non énergétiques [41]. Peu de travaux concernent les matières premières issues de la biomasse et les ressources biotiques sur lesquelles reposent la bio-économie, or nous avons montré dans l'Introduction qu'un certain nombre de défis peuvent contraindre l'approvisionnement de ce type de matériaux.

Les ressources naturelles sont au centre de enjeux des étapes agricoles portées par le producteur de matières premières avec notamment la question de la disponibilité et de l'accès aux terres, à l'eau et aux minéraux nécessaires à la culture. Une fois récoltée et traitée, la matière première est transformée par un ou plusieurs acteurs de façon à la valoriser pour obtenir un ou des produits finaux. Ces étapes-là sont peu (voire pas) impactées par les risques associés aux ressources naturelles mais d'avantages à des aspects économiques et sociaux. Il est donc essentiel de positionner clairement le type de matériaux étudiés [90].

Deux études évaluant la **criticité des ressources naturelles terrestres et hydriques (1)** et trois études évaluant la **criticité des matières premières issues de la biomasse (2)** ont été identifiées et sont décrites ci-après.

(1) La criticité des ressources naturelles utilisées pour la production de matières premières issues de la biomasse

Deteix et al. [91] proposent de considérer la notion de risque d'approvisionnement et de criticité pour les terres. Ces ressources ont un rôle clé pour les activités humaines puisqu'elles sont utilisées comme support et espace pour leur développement. Cette méthode a nécessité le développement d'indicateurs spécifiques de disponibilité et de concentration de la propriété pour la ressource terre.

De la même façon, Sonderegger et al. [92] évaluent la disponibilité et l'accessibilité de l'eau à différentes échelles géographiques de façon à renseigner d'éventuelles problématiques locales pour les acteurs dépendants de cette ressource.

Ces deux méthodes discutent de la criticité de deux ressources biotiques essentielles à la production de biomasse. En se positionnant du point de vue d'une firme consommatrice de matières premières issues de la biomasse, elles ne peuvent être comparées à ces matériaux puisqu'elles ne sont pas approvisionnées en tant que matières premières. Cependant, ces travaux permettent de documenter les problématiques de disponibilité et d'accès à ces ressources pouvant impacter la production des matières premières issues de la biomasse. On peut retrouver ces aspects dans les déterminants et les indicateurs des méthodes identifiées pour l'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse.

(2) La criticité des matières premières issues de la biomasse

Le premier cadre est issu de la méthode d'évaluation des matières premières critiques de la Commission européenne (EU-CRM) [93–96], qui étudie des matières premières candidates, identifiées comme stratégiques pour l'Union Européenne.

L'objectif pour la Commission européenne est « d'évaluer la criticité en priorisant les besoins et les actions, inciter à la production européenne des matières premières critiques, faciliter le lancement de nouvelles activités de minage et de recyclage en négociant des accords commerciaux, en élaborant des réglementations, en contestant les mesures de déséquilibres commerciaux, en promouvant la recherche et l'innovation afin d'accroître la compétitivité de l'économie de l'Union Européenne » [41]. Elle dresse pour cela la liste des matières premières critiques en considérant d'une part l'importance économique du matériau et d'autre part le risque d'approvisionnement qui y est associé. Chaque catégorie est évaluée à l'aide d'un score unique, la Commission européenne considérant comme critique une matière première candidate si son score d'importance économique et son score de risque

d'approvisionnement sont supérieurs à des seuils (dont le calcul n'est pas documenté dans la littérature) (Figure 8).

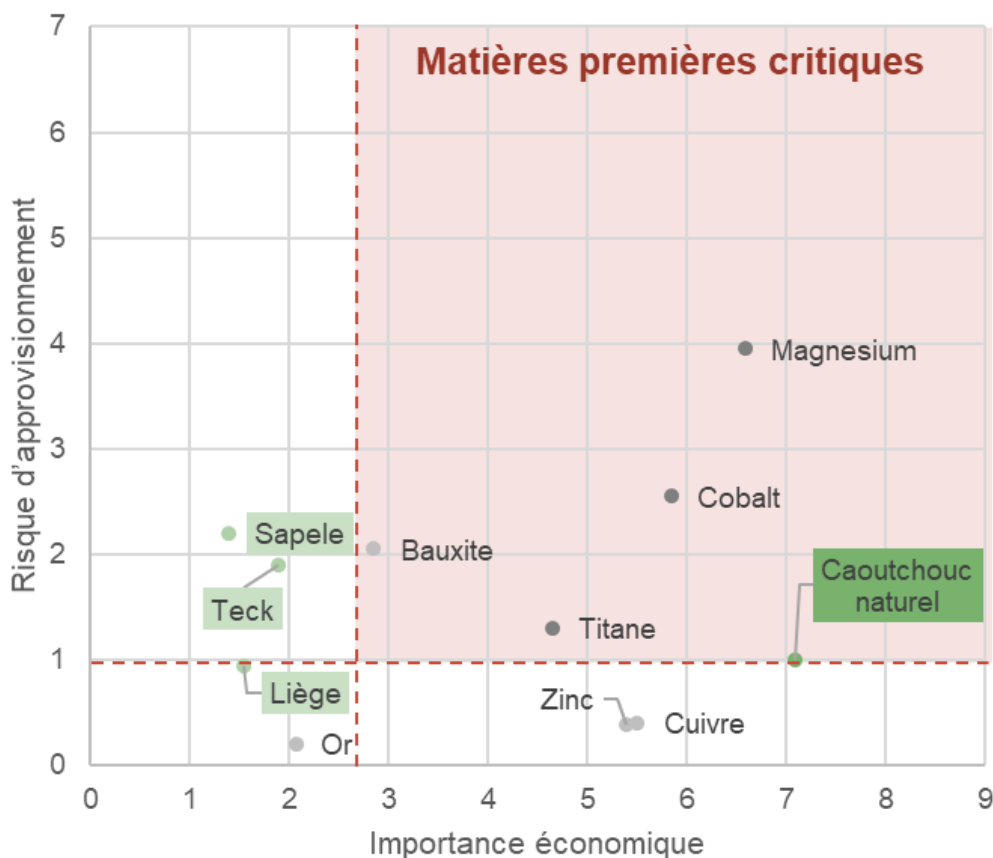


Figure 8. Évaluation des matières premières critiques 2020 de la Commission Européenne (simplifié et adapté)

La première évaluation a été réalisée en 2010 et des mises à jour sont publiées tous les trois ans. Une mise à jour méthodologique a été publiée en 2017, assurant la comparabilité des résultats avec les années précédentes, tandis que certains indicateurs ont été affinés ou inclus pour améliorer l'évaluation [94]. En 2014, le caoutchouc naturel, le bois de trituration et le bois scié ont été ajoutées aux matières premières candidates (dont, entre autres, l'aluminium, le nickel, le magnésium, le titane, le cuivre ou encore le zinc) de la première mouture de l'évaluation de la criticité des matières premières de la commission européenne [94]. Le liège naturel, le Sapele et le Teck naturel ont également été introduits en 2017. L'inclusion de telles matières premières à la liste des matières premières candidates dont la criticité doit être évaluée

par la Commission Européenne montre l'aspect stratégique de tels matériaux et ce, malgré leur caractère renouvelable.

Le deuxième cadre est proposé par la méthode BIRD. Elle évalue la disponibilité des matériaux biotiques terrestres dans les systèmes de produits [97]. La méthode repose sur la reconnaissance du fait que les matières premières biotiques sont essentielles pour les économies et que leur disponibilité peut être limitée par plusieurs facteurs qui peuvent être différents de ceux influençant les ressources métalliques et minérales. BIRD introduit pour la première fois une approche visant à déterminer la disponibilité des matières biotiques terrestres dans les systèmes de produits en proposant plusieurs catégories et indicateurs pour quantifier ces aspects, dans le but d'évaluer de manière exhaustive la disponibilité des matières biotiques. Un tel cadre se concentre sur la continuité des opérations de l'entreprise/de la chaîne de valeur pour la fabrication de produits biotiques dans une perspective de cycle de vie. Il considère que la disponibilité des matières biotiques pour les systèmes de production pourrait être contrainte, ce qui affecterait la productivité ou la continuité des entreprises, qui à leur tour affecteraient la société. C'est pourquoi cette méthode fournit des informations sur la criticité globale des matières premières dans les systèmes de production tout au long de la chaîne d'approvisionnement pour des matériaux biotiques terrestres [41]. BIRD évalue la disponibilité des matériaux biotiques grâce à 24 indicateurs regroupés en 5 catégories : contraintes environnementales, contraintes sociales, contraintes abiotiques, contraintes socio-économiques et contraintes physiques. La dimension de vulnérabilité, incluse dans le concept de criticité, n'est pas évaluée puisqu'elle est considérée comme dépendante de déterminants qui sont propres à l'acteur économique n'impactant pas la disponibilité du matériau en tant que telle. Chaque indicateur est calculé grâce à des facteurs de caractérisation utilisant l'approche « *Distance-to-target* » [98]. Cette approche évalue la distance entre la valeur d'un indicateur et un état idéal déterminé sur une base scientifique ou politique, appelé la cible. Cela permet aux praticiens d'identifier les enjeux liés à la disponibilité des ressources biotiques et d'améliorer les informations nécessaires à la prise de décision.

Le troisième cadre est développé par Ioannidou et al. [99]. Les auteurs proposent une évaluation de la criticité du bois pour le secteur de la construction confronté à la fois à une demande croissante et à d'importantes contraintes d'approvisionnement pour satisfaire les besoins humains en logement et la fabrication de meubles au niveau

mondial. Ce cadre présuppose que "certains types de bois ne sont extraits que dans une poignée de pays et peuvent servir à des utilisations concurrentes (...). En outre, la variété des services écosystémiques fournis par les forêts limite les activités d'exploitation à un pourcentage de la forêt existante (...). Cela peut avoir un impact sur le coût et même sur la production du produit final dans les délais impartis". Son objectif est de "jeter les bases de l'évaluation de la criticité du bois (...) en l'appliquant à quatre essences de bois différentes".

Ioannidou et al. (2019) évaluent ainsi le risque d'approvisionnement comme l'agrégation de 10 indicateurs en trois composantes : une composante réunissant les aspects biologique, technologique, économique et relatifs à la disponibilité des terres ; une composante sociale et réglementaire ; et enfin une composante géopolitique. Les auteurs déterminent ensuite la vulnérabilité à la restriction de l'offre à partir de l'agrégation de 8 indicateurs en trois composantes : l'importance économique, la substituabilité et la susceptibilité. La méthode proposée inclut également les implications environnementales, mais ne les évalue pas dans la publication. Ainsi chaque dimension est calculée par le biais d'une pondération égale des indicateurs au sein de chaque composante avec un score maximal égal à 100 : plus le score est élevé dans les deux dimensions (les implications environnementales n'étant pas évaluées ici), plus le matériau est critique.

La comparaison entre les trois cadres de criticité dédiée aux ressources biotiques montre que les résultats de l'évaluation de la criticité diffèrent considérablement d'une méthode à l'autre, en raison notamment de la manière dont sont définis les objectifs et le champ de l'étude dans la première phase d'évaluation [100], ce qui a forcément des implications dans la suite de l'évaluation [41]. Ceci étant dit, les trois cadres ont en commun de soulever des problèmes méthodologiques importants pour concevoir une méthode d'évaluation de la criticité pleinement adaptée aux produits issus de la biomasse et qui méritent une attention particulière :

- L'utilisation de méthodes non spécifiques aux matériaux biotiques, comme celle de la Commission européenne, conduit à une évaluation partielle des enjeux de la biomasse. Blengini et al. (2017) [44] affirment que "la méthode de criticité [de la Commission européenne] (dans sa forme actuelle) peut ne pas saisir pleinement tous les aspects pertinents de la criticité des matières biotiques" car elles sont

différentes des ressources abiotiques. En effet, leur "approvisionnement est saisonnier et peut être considérablement affecté par la disponibilité des terres, la gestion durable des ressources biotiques, la concurrence avec d'autres utilisations finales (alimentation humaine et animale, chimie, matériaux et produits, énergie), les conditions climatiques, les catastrophes naturelles et les incendies, ainsi que les menaces biologiques (ravageurs, parasites, insectes, etc.)".

- BIRD évalue la disponibilité des matières biotiques terrestres. La méthode appréhende la dimension "risque d'approvisionnement" de la criticité, alors que le volet "vulnérabilité" est exclu du champ d'application. L'achèvement de cette tâche permettrait de mettre au point une méthode complète d'évaluation de la criticité des matières biotiques terrestres.
- Enfin, la méthode proposée par Ioannidou et al. adopte une perspective globale en utilisant des indicateurs au niveau macro. Cependant, si elle est intéressante à l'échelle mondiale ou régionale, elle reste trop générique pour guider la prise de décision au niveau microéconomique ou méso-économique (entreprises et chaînes de valeur). De plus, aucune mesure du changement climatique n'est incluse.

Dans le chapitre 4 nous proposons une méthode pour l'évaluation de la criticité qui tient compte de ces limites et cherche à les dépasser.

1.2.3. VERS L'INTÉGRATION DES CONCEPTS DE DURABILITÉ, CRITICITÉ ET CIRCULARITÉ : LE PROJET ORIENTING

Reconnaissant les difficultés posées par l'ADCV et devant le besoin de promouvoir une utilisation efficiente des ressources pour amorcer la transition vers une société post-fossile, le projet Orienting [45] propose un cadre conceptuel pour l'intégration de l'évaluation de la criticité et de la circularité au champ d'étude de la durabilité (Figure 9 et Figure 10).

Le cadre méthodologique proposé par Orienting repose sur la structure du cadre conceptuel de l'ACV, intégrant en son sein les enjeux spécifiques de chaque méthode. Pour cela, un travail de fond a été mené pour identifier différents aspects pour chacune des méthodes :

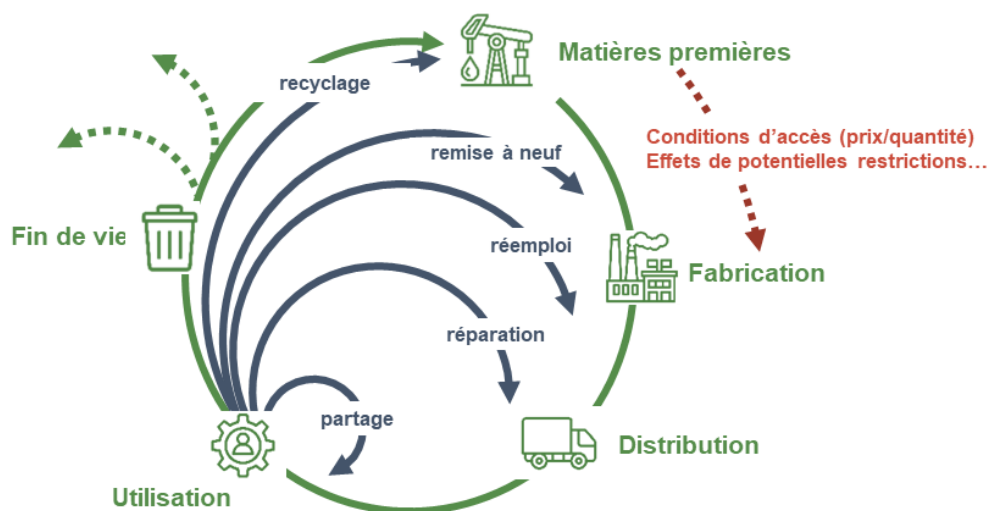


Figure 9. Positionnement des concepts de criticité (en rouge) et de circularité (en gris) dans le cycle de vie d'un produit (en vert)

- L'objectif et le champ de l'étude
- Les données utilisées pour la construction de l'inventaire et donc pour la modélisation : les besoins de chaque méthode sont identifiés, montrant les complémentarités et les risques de doublons.
- Les indicateurs et les méthodes de calcul utilisées pour l'évaluation des impacts : les flux inventoriés qui sont caractérisés grâce à leurs méthodes de calcul spécifiques au niveau *midpoint* puis *endpoint* pour renvoyer sur cinq aires de protection que sont la qualité des écosystèmes, la santé humaine, le bien-être humain, la prospérité et les ressources naturelles.

Cette formalisation des points de rencontre et des différences entre méthode amène le projet Orienting à proposer un cadre conceptuel appelé LC³SA, basé sur celui de l'ACV, étayant chaque phase avec les besoins spécifiques et complémentaires de l'ADCV, de la criticité et de la circularité (Figure 10).

Cadre méthodologique ADC³V

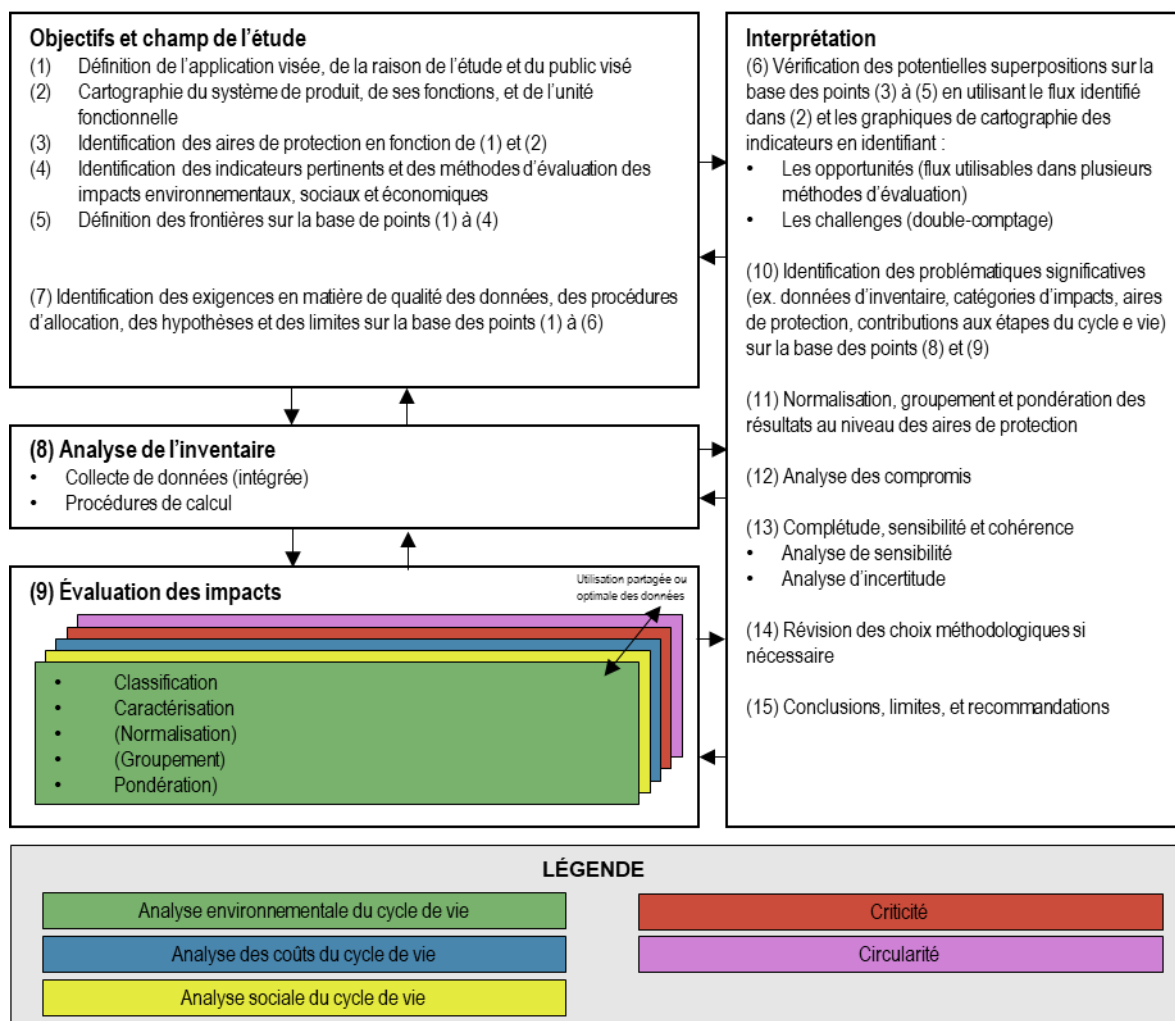


Figure 10. Traduction simplifiée du cadre conceptuel de la méthode intégrée ADC³V proposée par le projet ORIENTING (Hackenhaar, et al. 2024)

Dans cette thèse nous avons fait le choix de nous intéresser uniquement à **l'intégration de la criticité et de la durabilité** bien que la circularité puisse également agir pour permettre un développement durable en proposant une utilisation optimale des ressources, réduisant ainsi les risques et les impacts liés aux activités humaines.

Si la méthode proposée par Orienting est bien définie d'un point de vue théorique, adressant les limites et raccourcis de chaque méthode individuelle, elle doit encore être appliquée et améliorée pour notamment proposer une interprétation des résultats obtenus en les agrégeant. Il est également nécessaire d'identifier d'un point de vue pratique les ponts entre ADCV et criticité afin de systématiser leur évaluation conjointe et donc de l'opérationnaliser.

CONCLUSION DU CHAPITRE 1

Ce chapitre a mis en évidence des besoins méthodologiques et des limites qui doivent être adressées pour avancer dans la prise en compte des impacts et des risques associés aux produits de la bio-économie *via* une approche intégrée mêlant l'analyse de durabilité du cycle de vie et évaluation de la criticité. Les prochains chapitres s'attachent à résoudre certains de ces aspects avec :

Pour l'ADCV :

- L'évaluation de l'alignement entre principes et pratique (Chapitre 2)
- La mise en œuvre des principes dans un cas d'étude pour identifier les manquements méthodologiques (Chapitre 3)

Pour l'évaluation de la criticité des matières premières :

- Le développement d'une méthode d'évaluation de la criticité spécifique aux matières premières issues de la biomasse qui intègre les trois dimensions de la criticité d'un point de vue des firmes (Chapitre 4)

Pour leur intégration :

- Le développement du cadre conceptuel intégratif pour la prise en compte des enjeux des firmes de la bio-économie en matière de risques et d'impacts (Chapitre 5) avec notamment :
 - La clarification des liens entre ADCV et criticité pour la construction des inventaires de chacune des méthodes,
 - L'opérationnalisation de la méthode intégrée : pourquoi et comment l'utiliser au sein des firmes produisant des produits finaux pour la bio-économie ?

CHAPITRE 2. L'ADCV EN PRATIQUE : VERS L'IMPLÉMENTATION DES DIX PRINCIPES DE LA LIFE CYCLE INITIATIVE

Dans ce chapitre, la pratique ADCV est évaluée au regard des dix principes de la Life Cycle Initiative par le biais d'une revue systématique des études de cas publiés entre 2007 et 2022. L'objectif principal de ce chapitre est d'identifier les défis pour atteindre la pleine mise en œuvre des principes dans la pratique.

Après avoir présenté la méthode adoptée pour cette revue systématique (section 2.1), chaque principe est décrit avant de présenter l'alignement des études de cas à celui-ci (section 2.2). Enfin les résultats sont discutés et synthétisés dans la section 2.3.

Ces travaux ont fait l'objet d'une publication à l'*International Journal of Life Cycle Assessment* sous le titre "*Alignment of the life cycle initiative's "principles for the application of life cycle sustainability assessment" with the LCSA practice: A case study review*" en collaboration avec Philippe Loubet, Sonia Valdivia et Guido Sonnemann [101] (voir Annexes)

2.1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Comme présentée dans la section 1.2.1, l'ADCV est une approche d'évaluation intégrée des trois dimensions du développement durable avec l'utilisation de l'ACV pour le pilier environnement, de l'ASCV pour le pilier social et l'ACCV pour le pilier économique. Face aux limites et lacunes méthodologiques identifiées dans la littérature et afin d'harmoniser la pratique de l'ADCV, la Life Cycle Initiative a proposé dix principes [85] (Tableau 1 - section 1.2.1) s'appuyant sur les normes existantes [36,37] et les lignes directrices de l'ASCV [64,71].

Une revue des études de cas a été effectuée pour analyser le niveau d'alignement des études existantes par rapport aux dix principes. Ces publications ont été identifiées dans la littérature scientifique ayant fait l'objet d'une revue par les pairs et publiée jusqu'en 2022. La liste des 160 études de cas publiées entre 2007 et 2019 (basée sur Wulf et al. [81]) a été complétée par des études publiées entre 2019 et 2022. Celles-ci ont été extraites grâce au logiciel Publish or Perish de Harzing [102] utilisé pour inspecter les bases de données Scopus et Crossref à la recherche de la chaîne de caractères "Life Cycle Sustainability Assessment" dans le titre et les mots-clés (donnant 730 publications). Les publications en double et non accessibles ont ensuite été supprimées. Enfin, après une lecture complète des publications restantes, celles qui ne contenaient pas de résultats ADCV étaient exclues permettant ainsi d'obtenir une liste de 193 études de cas (voir Tableau 28 en Annexes).

En raison de la publication relativement récente (2021) des « dix principes », on ne s'attend pas à ce qu'ils fassent l'objet d'une application systématique. L'identification des principes naturellement mis en œuvre sur la base de l'état des connaissances et des pratiques permet de cartographier les défis méthodologiques et les lacunes de l'application de l'ADCV. Ces questions doivent être abordées pour étendre et améliorer la mise en œuvre des autres principes en fournissant les orientations nécessaires pour leur implémentation.

Pour évaluer le degré d'alignement des études présélectionnées sur les principes, trois niveaux d'alignement sont définis :

- Alignement complet : l'étude de cas est alignée avec le principe.
- Alignement moyen : l'étude de cas fait référence au principe mais ne le traite pas dans l'analyse.

- Pas d'alignement : l'étude de cas n'est pas alignée avec le principe ou n'y fait pas référence.

Des critères sont élaborés (Tableau 2) selon la procédure générale illustrée dans la Figure 11 pour évaluer l'alignement de chaque étude sur chaque principe.

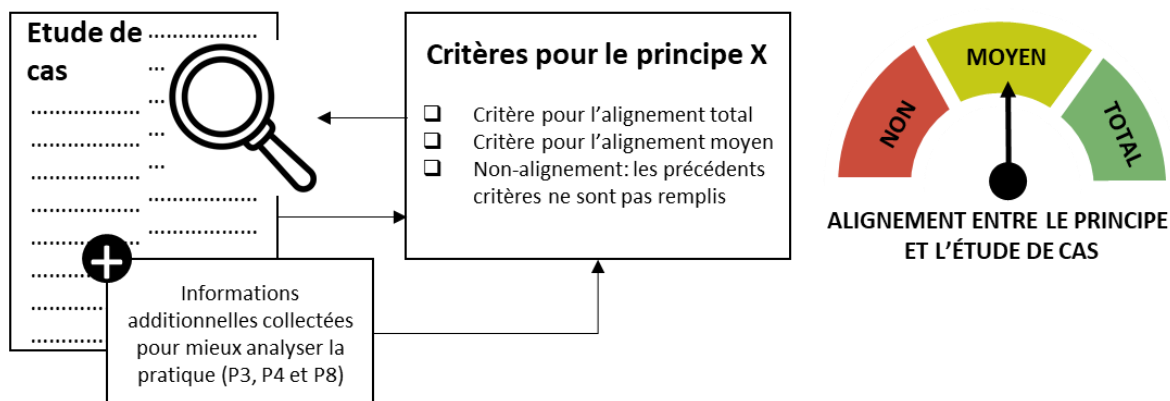


Figure 11. Procédure pour l'évaluation de l'alignement entre la pratique existante dans les études de cas ADCV et les principes

Après une première lecture des études de cas sélectionnées, les critères sont définis en tenant compte des concepts et mots-clés associés à chaque principe et du degré d'importance avec lequel ils sont appliqués. Une recherche textuelle et une analyse du contexte dans lequel le concept est mentionné permettent de réaliser l'évaluation.

Une simple mention des concepts associés est insuffisante et des preuves claires de l'application du principe sont nécessaires. D'autres éléments sont également analysés pour procéder à l'évaluation des principes suivants (Tableau 2):

- Principe 3 (exhaustivité) : les indicateurs appliqués pour chaque pilier de durabilité, y compris leur type (*midpoint* vs. *endpoint*), sont analysés pour évaluer l'exhaustivité des résultats de l'ADCV et l'équilibre entre les 3 dimensions.
- Principe 4 (Prise en compte des perspectives des principales parties prenantes) : l'identification des sous-catégories sociales (i.e. les indicateurs sociaux) par groupe de parties prenantes est nécessaire pour comprendre le niveau de prise en compte des perspectives des parties prenantes dans l'application de l'ADCV.
- Principe 8 (Transparence) : Toute information supplémentaire sur les données, la méthodologie utilisée et les résultats fournie en annexe ou dans un document séparé est évaluée pour analyser la transparence de l'étude.

Il convient de noter que les principes de "matérialité des limites du système (P6)" et de "cohérence (P7)" n'ont pas pu être évalués car la plupart des études ne contenaient pas d'informations correspondantes, et aucun critère objectif ou systématique n'a donc pu être défini.

Dans les sections suivantes, chaque principe est décrit avant de présenter l'alignement des études de cas à celui-ci. La Figure 12 donne un aperçu de l'alignement des principes et de la pratique. Le niveau de mise en œuvre de chaque principe pour chaque étude de cas est également disponible en annexe (Tableau 29 - Annexes).

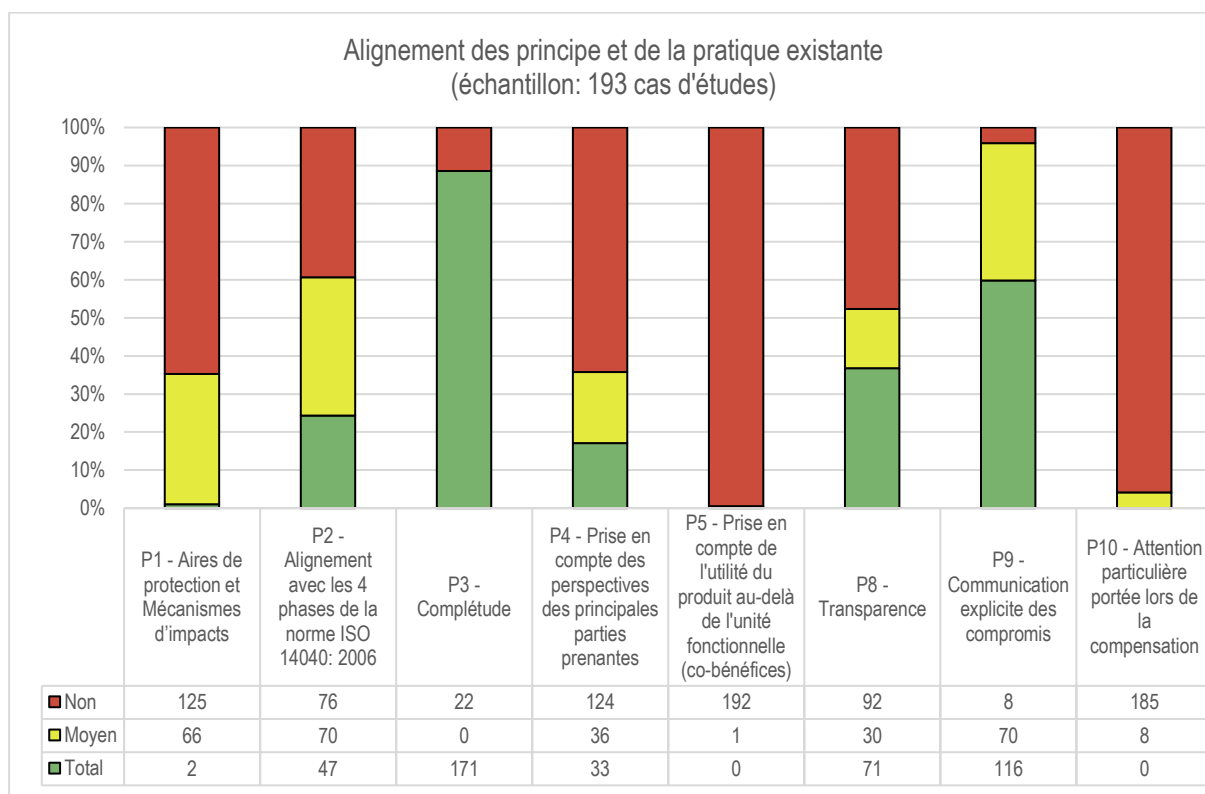


Figure 12: Résultats de l'alignement des principes et de la pratique

Tableau 2. Les 10 principes pour l'application de l'analyse de durabilité du cycle de vie de la Life Cycle Initiative: description, mots-clés et critères pour l'évaluation de l'alignement des études de cas avec les principes.

	Principe	Mots clés associés	Alignement total	Alignement moyen	Non-alignement	Autres informations complémentaires :
P1	Comprendre les aires de protection et les mécanismes d'impacts	Aire(s) de protection, Midpoint / Endpoint, Mécanisme(s) d'impacts	Les aires de protection sont utilisées comme indicateurs <i>endpoints</i> et les mécanismes d'impacts étudiés sont décrits.	Les concepts clés associés à ce principe sont mentionnés mais pas implémentés dans l'évaluation : « Aires de protection », « <i>midpoint</i> », « <i>endpoint</i> », ou « mécanisme d'impact ».		-
P2	Alignement avec les 4 phases de la norme ISO 14040: 2006.	Objectifs et champ de l'étude, Inventaire du cycle de vie, Interprétation	L'étude de cas mentionne explicitement les normes ISO 14040/44 et est structurée sur les quatre phases.	Les normes ISO 14040-14044 set/ou les quatre phases sont mentionnées mais ne sont pas utilisées pour structurer la publication.		-
P3	Complétude	Analyse du cycle de vie / Dimension environnementale, Analyse sociale du cycle de vie / Dimension sociale, Analyse des coûts du cycle de vie / Dimension économique	L'évaluation et les résultats sont présentés pour les trois piliers.	Le critère pour l'alignement total n'est pas satisfait (i.e., évaluation et résultats présentés seulement pour une ou deux dimensions).	Les critères pour l'alignement moyen ne sont pas satisfaits.	Nombre et type (<i>midpoint/endpoint</i>) des indicateurs utilisés pour chaque pilier. Mention ou discussion sur les parties prenantes sélectionnées (nombre/type...)
P4	Prise en compte des perspectives des principales parties prenantes	Travailleurs, Communauté locale, Acteurs de la chaîne de valeur, Société, Consommateurs, Enfants	Le choix des parties prenantes est piloté par la définition des objectifs et du champ de l'étude et leur pertinence est discutée.	L'évaluation d'un alignement moyen n'est pas pertinente.		
P5	Prise en compte de l'utilité du produit au-delà de l'unité fonctionnelle (co-bénéfices)	Utilité du produit	L'utilité du produit est définie en discutant des bénéfices potentiels du système pour chaque partie prenante dès la phase de définition des objectifs et du champ de l'étude.			-
P6	Matérialité des frontières du système			Ces principes ne sont pas évalués		
P7	Cohérence					
P8	Transparence	Inventaires du cycle de vie dans le corps de la publication, Inventaires du cycle de vie dans les annexes, Inventaires du cycle de vie dans les informations supplémentaires fournies dans un fichier séparé, Annexes sans inventaires du cycle de vie, Informations supplémentaires fournies dans un fichier séparé sans inventaires du cycle de vie	Les données collectées, les inventaires du cycle de vie et/ou les modèles sont fournis dans le corps de la publication ou dans des fichiers séparés.		Les critères pour l'alignement moyen ne sont pas satisfaits.	Informations complémentaires (annexes, informations supplémentaires dans une fichier séparé) sur les données et les méthodes utilisées.
P9	Communication explicite des compromis	Présentation des résultats sur la base de : Mécanismes d'impact et modélisation des dommages (cf. Mots clés du principe 1), Normalisation et pondération, Monétarisation, Analyse de décisions multi-critère	Les compromis sont expliqués et communiqués avec les (ex : Les résultats sont présentés pour chaque indicateur et pour toutes les étapes pertinentes du cycle de vie). Les compromis sont adressés durant la phase d'interprétation.	Les résultats sont partiellement présentés et interprétés ou sont uniquement descriptifs.		-
P10	Attention particulière portée lors de la compensation des impacts négatifs et positifs	Impacts négatifs / Footprint, Impacts positifs / Handprint, Compensation	Les impacts négatifs et positifs sont présentés séparément. La compensation éventuelle est discutée et justifiée.	Les impacts négatifs et positifs sont abordés mais ne sont pas analysés ou discutés.		-

2.2. RÉSULTATS

2.2.1. PRINCIPE 1 : COMPRENDRE LES AIRES DE PROTECTION ET LES MÉCANISMES D'IMPACTS

Les aires de protection sont des sujets d'intérêt pour le développement durable car elles représentent "un état que l'on souhaite maintenir ou protéger et dont la valeur est reconnue par la société" [103]. La définition des mécanismes d'impact est nécessaire pour construire "des chaînes de cause à effet entre les résultats de l'inventaire et les résultats de l'évaluation d'impact" [103] et, par conséquent, évaluer les dommages potentiels sur une aire de protection.

La "santé humaine", la "qualité des écosystèmes/l'environnement naturel" et les "ressources naturelles/services écosystémiques" sont des aires de protection traditionnellement prises en compte dans les ACV environnementales [104,105]. La "santé humaine" est également fréquemment prise en compte dans les ASCV.

Dans l'ADCV, selon Souza et al. [106], "les catégories d'impacts doivent représenter les principaux problèmes environnementaux, sociaux et économiques qui concernent le système de produit en question [...]. Les impacts environnementaux sont bien définis [...] assez complets et peuvent être estimés à l'aide des sciences naturelles. [...] ils impliquent relativement peu de catégories d'impact subjectives. Ce n'est toutefois pas le cas pour les deux autres volets de l'ADCV (ASCV et ACCV)".

Concernant la « santé humaine », le fait qu'elle apparaisse comme indicateur *endpoint* à la fois pour l'ACV et l'ASCV montre la nécessité d'une meilleure compréhension des interrelations entre les trois dimensions et les compromis potentiels qui en résultent (en rapport avec l'objectif P9).

Seules deux études de cas (~1%) présentent des mécanismes d'impact et définissent les aires de protection prises en compte pour l'évaluation [106,107]. La plupart des cas (~65%) utilisent uniquement des indicateurs sans discuter de leur type (*midpoint / endpoint*) et de leur lien potentiel avec les indicateurs *endpoint* via les mécanismes d'impact pour décrire les dommages sur les Aires de protection. Les 34% restants sont classés dans la catégorie "alignement moyen" car ils mentionnent des indicateurs *midpoint* et/ou *endpoint* sans identifier les mécanismes d'impact ou les aires de protection correspondantes

2.2.2. PRINCIPE 2: ALIGNEMENT AVEC LES 4 PHASES DE LA NORME ISO 14040: 2006

L'analyse du cycle de vie fournit son cadre conceptuel à l'ADCV, la plupart des normes et lignes directrices se basant sur les quatre phases de la norme ISO pour décrire le processus d'une telle méthode.

La plupart des études ADCV sont alignées avec ce principe puisque 24,5% (47) d'entre elles mentionnent la norme ISO 14040 : 2006 ou ISO 14044 : 2006 et utilisent cette structure comme pour construire la publication avec quelques variations d'un article à l'autre, et 36,5% (70) mentionnent uniquement les normes. Les autres publications ne suivent pas explicitement le cadre ISO et ne sont donc pas conformes au principe 2.

2.2.3. PRINCIPE 3 : COMPLÉTUDE

Les études ADCV doivent évaluer les piliers environnemental, économique et social grâce à l'ACV, l'ACCV et l'ASCV en suivant l'approche définie par Klöpffer [38] et l'UNEP [108] afin de s'inscrire dans la notion de durabilité.

L'identification des indicateurs clés qui peuvent être appliqués pour l'évaluation de chaque dimension est cruciale pour garantir une évaluation correcte de la durabilité du système de produits :

- Dans l'ACV, les catégories d'impacts évaluées sont relativement similaires entre les études et correspondent en grande partie à la liste proposée par Rosenbaum et al. [109]. Le nombre d'indicateurs peut cependant varier en fonction de la méthode d'évaluation des impacts choisie (par exemple, ReCiPe *Midpoint* contient 18 indicateurs alors que CED ou USEtox sont spécifiques à un enjeu).
- Dans l'ASCV, le choix des indicateurs est déterminé par la définition de l'objectif et du champ d'application, ainsi que par les préoccupations des différentes parties prenantes et les problèmes potentiels liés au type de produit ou de système. Les lignes directrices ASCV [71] et les fiches méthodologiques [110] fournissent des catégories d'impact (groupes de parties prenantes), des sous-catégories (problèmes potentiels pour chaque groupe de parties prenantes) et des indicateurs.
- Pour l'ACCV, la plupart du temps, un inventaire des coûts (opérationnels et d'investissement) et des revenus liés à chaque groupe de parties prenantes est utilisé. Les groupes de parties prenantes qui supportent les flux monétaires sont liés aux étapes du cycle de vie. Par conséquent, les différentes catégories d'impact

dépendent de la perspective de l'ACCV (du berceau à la tombe / du berceau à la porte...) car chaque étape du cycle de vie s'accompagne de différents groupes de parties prenantes et de différents flux monétaires qui doivent être pris en compte.

La plupart des études de cas évaluent les trois piliers du développement durable (89%). Les publications restantes ne sont pas complètes car elles présentent soit une seule dimension [111–115], soit une combinaison de deux dimensions (durabilité sociale et économique, et durabilité environnementale et économique [116–126] ou durabilité environnementale et sociale [127–130]).

2.2.4. PRINCIPE 4 : PRISE EN COMPTE DES PERSPECTIVES DES PRINCIPALES PARTIES PRENANTES

Les parties prenantes (aussi appelées catégories sociales) considérées dans les études ADCV dépendent fortement de leur scope (du berceau à la porte / de la porte à la porte / du berceau à la tombe...). Les lignes directrices de l'ASCV fournissent une liste de parties prenantes (qui peut être étendue ou adaptée si nécessaire), comprenant les travailleurs, les communautés locales, la société, les consommateurs, les acteurs de la chaîne de valeur et les enfants. La catégorie des enfants a été introduite dans les directives ASCV de 2020 [71] en tant que catégorie distincte. Jusque-là, elle était considérée comme faisant partie de la catégorie des travailleurs.

36% des études de cas mentionnent le terme « parties prenantes », parmi lesquels 33 publications (considérées comme entièrement alignées) discutent de la pertinence de la prise en compte de chaque catégorie sociale pour l'évaluation du pilier social. Les 64% restants (124) ne mentionnent ni le terme "parties prenantes" ni le nom des catégories sociales.

Il convient de noter que 17 études de cas ADCV ne tiennent pas compte du pilier social.

Au total, environ 78% des études de cas font référence à une ou plusieurs parties prenantes définies dans les lignes directrices de 2020 pour l'ASCV [71] même si elles ne mentionnent pas en dehors des résultats (voir Tableau 3 et Tableau 4).

Tableau 3. Nombre de parties prenantes pertinentes considérées dans les études de cas

Nombre des parties prenantes considérées	Nombre de publications
Pas de parties prenantes	42 (21,8%)
Une partie prenante	51 (26,4%)
Deux parties prenantes	48 (24,9%)
Trois parties prenantes	26 (13,5%)
Quatre parties prenantes	14 (7,2%)
Cinq parties prenantes	9 (4,7%)
Six parties prenantes*	3 (1,5%)

Tableau 4. Représentation des catégories des parties prenantes dans les études de cas

Partie prenante	Nombre de publications
Travailleurs	126 (65,3%)
Communauté locale	59 (30,6%)
Acteurs de la chaîne de valeur	33 (17,1%)
Société	86 (44,6%)
Consommateurs	34 (17,6%)
Enfants*	6 (3,1%)

* La catégorie "Enfants" a été incluse en 2020 comme une partie prenante séparée des travailleurs. Ainsi les catégories d'impacts liées aux enfants pouvaient déjà être considérées avant 2020 comme faisant partie de la catégorie « Travailleurs ».

2.2.5. PRINCIPE 5 : PRISE EN COMPTE DE L'UTILITÉ DU PRODUIT AU-DELÀ DE L'UNITÉ FONCTIONNELLE (CO-BÉNÉFICES)

L'utilité du produit, telle qu'appliquée dans l'ADCV, vise à contextualiser le système produit, en tenant compte de tous les intervenants impliqués dans le cycle de vie du système produit. Aucune étude de cas ne mentionne l'utilité du produit ni le concept lui-même, même si une publication ouvre la discussion pour élargir l'unité fonctionnelle afin d'intégrer le concept d'utilité.

2.2.6. PRINCIPE 6 : MATÉRIALITÉ DES FRONTIÈRES DU SYSTÈME

Les limites du système doivent être définies de manière à garantir que tous les processus unitaires pertinents soient évalués dans l'étude ADCV et que les exclusions soient justifiées. Les limites du système dépendent fortement de l'objectif et du champ de l'étude, et leur matérialité représente une question méthodologique pour la pratique de l'ADCV puisque leurs champs respectifs s'intéressent à des flux et donc des processus différents d'une dimension à l'autre.

Différentes perspectives coexistent, et les décisions prises ici ont également un impact sur le principe 7 (Cohérence). Les études de cas évaluées ne fournissant pas

suffisamment d'informations sur les processus unitaires sélectionnés et les critères qui ont amené à cette sélection, ni l'approche ni la matérialité des limites du système n'ont pu être évaluées puisqu'aucun critère objectif satisfaisant n'a pu être identifié.

2.2.7. PRINCIPE 7 : COHÉRENCE

La cohérence garantit que chaque choix méthodologique et technique effectué est cohérent pour l'évaluation de chaque dimension. Comme la plupart des études de cas d'ADCV sélectionnées n'appliquaient pas systématiquement tous les aspects méthodologiques requis (par exemple, la définition de l'inventaire du cycle de vie et sa modélisation n'étaient pas entièrement définies), aucun critère objectif satisfaisant n'a pu être établi. Par conséquent, ce principe n'est pas évalué.

2.2.8. PRINCIPE 8 : TRANSPARENCE

La transparence dans les publications d'ADCV est requise à plusieurs niveaux afin de garantir la compréhension de l'ADCV, la reproductibilité des résultats et l'utilisation potentielle des jeux de données pour d'autres études. Une présentation ouverte, complète et compréhensible des méthodes, des sources de données, des hypothèses, des chaînes de cause à effet, des critères d'interprétation (par exemple, les critères de pondération, le cas échéant) ainsi que des limites contribuent à rendre transparente une étude ADCV. Plus précisément, une plus grande transparence peut être obtenue grâce à :

1. Une définition compréhensible de l'objectif et de la portée, y compris l'unité fonctionnelle pour éviter les erreurs d'interprétation, les doubles comptages et la confusion concernant les questions méthodologiques ;
2. Une présentation claire des inventaires, des données utilisées pour modéliser l'inventaire et des résultats ;
3. Une description claire et une interprétation des compromis conduisant à des conclusions plausibles en tenant compte des différentes perspectives des parties prenantes.

Nous avons choisi de définir les critères d'évaluation de ce principe en fonction de la disponibilité d'inventaires complets et d'informations complémentaires (Tableau 5), car ils contribuent à renforcer la transparence en contenant généralement des informations détaillées qui favorisent la reproductibilité. 71 publications présentent des

tableaux de collecte de données, des inventaires et/ou des modèles, dont 53 directement dans le document principal. Cinq études de cas fournissent ces données en annexe, et 13 dans les informations complémentaires. 30 publications incluent des informations complémentaires sans tableau de collecte de données, inventaires et/ou modèles (11 études de cas en annexe et 19 dans un fichier séparé). Les 92 études de cas restantes (~48%) ne fournissent pas d'informations sur la collecte de données, les inventaires ou les modèles.

Tableau 5. Types d'informations complémentaires et inclusion des inventaires du cycle de vie

Type d'informations complémentaires	Nombre de publications
Inventaires du cycle de vie dans le corps de la publication	53 (27,46%)
Inventaires du cycle de vie dans les annexes	5 (2,59%)
Inventaires du cycle de vie dans les informations supplémentaires fournies dans un fichier séparé	13 (6,74%)
Annexes sans inventaires du cycle de vie	19 (9,84%)
Informations supplémentaires fournies dans un fichier séparé sans inventaires du cycle de vie	11 (5,70%)

2.2.9. PRINCIPE 9: COMMUNICATION EXPLICITE DES COMPROMIS

Le principe 9 stipule que "la communication explicite des arbitrages garantit que les décisions basées sur les résultats de l'ADCV sont prises de manière consciente, rationnelle et équilibrée du point de vue des trois piliers. Les compromis doivent également respecter les valeurs locales, l'éthique, la culture, les normes professionnelles, etc." [85].

Étant donné que l'ADCV est une évaluation multi-piliers, multi-étapes, multi-acteurs et multi-indicateurs, les résultats peuvent être complexes à évaluer. Différentes options d'analyse et d'intégration des résultats coexistent :

- Regrouper les catégories d'impact dans un ensemble d'indicateur(s) condensé(s) basé(s) sur (i) la modélisation des dommages, (ii) les valeurs de référence (c'est-à-dire la normalisation) ou (iii) les dommages économiques (c'est-à-dire la monétarisation). Cela permet de comparer les catégories d'impact sur la base d'une unité commune et de fournir des informations condensées pour la prise de décision.
 - i. Mécanismes d'impact et modélisation des dommages (liés au principe 1) : les mécanismes d'impact convertissent les indicateurs dits « *midpoints* » en indicateurs « *endpoints* » pour modéliser les dommages sur les aires de protection sélectionnées. C'est le cas de l'évaluation *endpoint* en ACV et des approches quantitatives de l'ADCV qui présentent l'avantage de provenir de consensus scientifiques, même s'il peut être complexe de

modéliser les incertitudes sous-jacentes dans les chaînes de cause à effet [131].

- ii. Normalisation et pondération : la normalisation vise à exprimer les catégories d'impact sous une même unité et à comparer leur magnitude. La normalisation compare "les impacts potentiels du système produit à ceux d'un système de référence" et peut être suivie d'une étape de pondération et d'agrégation "appliquant des poids différents ou égaux à chaque indicateur de catégorie (...) sur la base des choix subjectifs d'une personne ou d'un groupe d'individus [c'est-à-dire des parties prenantes telles que les actionnaires, les clients, les employés, les détaillants, les autorités, les voisins, les compagnies d'assurance, les ONG, etc.]" [132].
 - iii. La monétarisation se rapproche de la normalisation en ce qu'elle offre une solution aux unités de mesure différentes des dimensions de la durabilité [133–136].
- L'utilisation des méthodes d'analyse multicritère (MCDA) : Selon Angelo et al. [137], les MCDA sont des outils pertinents pour "prendre en compte plusieurs indicateurs distincts et éviter les approches réductionnistes (...) afin de soutenir la prise de décision dans des problèmes où plusieurs critères sont pris en compte pour évaluer les alternatives (solutions). Elles peuvent être utiles comme outil de gestion des conflits permettant la prise en compte des positions de différents décideurs et parties prenantes, qui ont souvent des intérêts divergents". Les différentes méthodes MCDA diffèrent dans leur approche de l'agrégation : certaines réduisent tous les indicateurs à un "critère de synthèse unique" (par exemple, MAUT, TOPSIS, AHP, ANP), tandis que d'autres sont basées sur le classement et l'élimination (PROMETHEE, ELECTRE). Les méthodes MCDA les plus fréquemment utilisées pour l'ADCV sont AHP (44%) et les méthodes de sur-classement telles que PROMETHEE et ELECTRE (17%) [137].

Quelle que soit l'option choisie, il est impératif de communiquer sur les choix et les hypothèses faites pour les compromis afin de justifier la pertinence des décisions prises. Bien que ce principe soit complexe à évaluer, il est clair que la plupart des études de cas (60,4% (116)) sont explicites sur ces arbitrages. 70 études de cas sont qualifiées comme ayant un alignement moyen car les résultats sont partiellement affichés et l'interprétation n'approfondit pas davantage les compromis. Certaines études de cas ne communiquent pas clairement sur les compromis en raison des

limites de la publication [115,138] concernant l'objectif de l'étude ou la longueur et la structure rigide de la publication (par exemple, les publications dans les actes de conférence [106,113,139–141] ou les problèmes méthodologiques discutés sans besoin de fournir des résultats sur la durabilité du produit).

2.2.10. PRINCIPE 10 : ATTENTION PARTICULIÈRE PORTÉE LORS DE LA COMPENSATION DES IMPACTS NÉGATIFS ET POSITIFS

La compensation des impacts négatifs et positifs est facultative et doit être réalisée avec prudence. Malgré certaines limites, les compensations au sein de la même catégorie d'impact ou du même groupe d'intervenants peuvent être considérées comme plus "équitables". Si la compensation est choisie, le Life Cycle Initiative recommande d'afficher les résultats séparément pour les impacts positifs et négatifs et de justifier la compensation.

L'ASCV [71] introduit l'évaluation des impacts positifs ou "empreinte positive" comme la volonté d'améliorer les conditions sociales ou de dépasser les obligations en matière d'aspects sociaux. Dans l'ACCV, il est possible d'évaluer à la fois des impacts négatifs et des impacts positifs compte tenu des flux monétaires considérés (coûts et revenus). Enfin, en ACV, on considère généralement des impacts négatifs bien que Lindner et al. (2010) et Gencturk et al. (2016) [142,143] aient introduit la possibilité d'avoir des "impacts environnementaux positifs" lorsqu'ils discutent des bénéfices environnementaux potentiels de la comparaison de deux scénarios.

Deux études de cas de l'échantillon compensent les impacts positifs et négatifs. L'une d'entre elles compense les impacts négatifs par des impacts positifs dans la même catégorie, ce qui aboutit à une évaluation neutre [144], tandis que l'autre choisit de compenser entre les différentes aires de protection [122] sans discuter de la prudence requise. Notre revue a montré que six autres études de cas mentionnaient des impacts positifs. Quatre d'entre elles [122,145–147] se sont concentrées sur les impacts sociaux positifs car ils sont plus faciles à appréhender dans l'ASCV qui considère les impacts directs et indirects d'une activité sur les parties prenantes.

2.3. DISCUSSION SUR LES DIX PRINCIPES ET LEUR ALIGNEMENT AVEC LA PRATIQUE

(1) Représentativité de l'échantillon.

La liste des 193 études de cas identifiées est considérée comme un échantillon représentatif de la pratique actuelle, tout en reconnaissant que la liste des publications n'est pas exhaustive, puisque certaines études n'étaient plus disponibles en ligne ou en accès restreint.

(2) Représentativité et utilisation des critères d'évaluation.

Bien qu'il ait été constaté que certains critères nécessitent une analyse plus approfondie qu'une recherche textuelle (par exemple, le principe 10) et que d'autres requièrent des informations plus détaillées (par exemple, pour les principes 3, 4 et 8) pour leur évaluation, les critères développés se sont révélés utilisables sur l'ensemble de l'échantillon pour 8 des 10 principes.

Les principes 6 (Matérialité des limites du système) et 7 (Cohérence) n'ont pas été évalués car aucun critère objectif et systématique n'a pu être conçu.

(3) Résultats de l'examen critique.

L'étude montre une grande variabilité dans les niveaux d'alignement avec les dix principes. On peut affirmer que :

1. La grande majorité des études couvrent les trois piliers (principe 3 sur l'exhaustivité), puisqu'il s'agit là de l'objectif même de l'ADCV.
2. Le principe 9 (Communication des compromis) est également bien abordé dans les études de cas. La quantité et la diversité des données et/ou des choix méthodologiques pour la modélisation, le nombre de catégories d'impact et la grande latitude d'interprétation des résultats de l'ADCV conduisent à des compromis largement discutés dans la pratique puisqu'ils représentent une question centrale de l'ADCV.
3. Les principes 2 (Alignement avec les phases de la norme ISO 14040: 2006), 4 (Prise en compte des perspectives des parties prenantes clés) et 8 (Transparence) ne sont pas correctement abordés dans la majorité des études de cas.
4. Les principes 1 (Compréhension des domaines de protection et des voies d'impact), 5 (Prise en compte de l'utilité du produit au-delà de l'unité fonctionnelle (co-bénéfices)) et 10 (Prudence lors de la compensation des impacts négatifs et positifs) restent à mettre en œuvre du fait de certains défis méthodologiques encore en discussion.

Les principaux éléments tirés pour chacun des 10 principes sont les suivants :

- En ce qui concerne le P1 (Compréhension des domaines de protection et de leurs voies d'impact), l'examen des études d'ADCV suggère que le bien-être humain est une aire de protection largement acceptée en ADCV [148], tout en reconnaissant que les mécanismes de cause à effet pour tous les indicateurs pertinents sont encore en développement.
- L'importance des normes ISO 14040 et 14044 dans les lignes directrices de l'ADCV favorise la conformité au principe 2, même si sa mise en œuvre reste à atteindre en raison de la multi-dimensionnalité de l'ADCV.
- La pertinence des indicateurs utilisés pour chacune des techniques est essentielle pour évaluer l'exhaustivité (P3) des études d'ADCV. En moyenne, six catégories d'impact environnemental, cinq catégories d'impact social et trois catégories d'impact économique sont prises en compte dans les études de cas examinées, soit un total de 14.
- L'ADCV offre une base solide et une pratique importante en matière d'identification et de compréhension des parties prenantes. Les trois principales parties prenantes identifiées dans les études d'ADCV, comme il avait été démontré par Alejandrino et al. [83], sont les travailleurs, la communauté locale et les acteurs de la chaîne de valeur. L'inclusion tardive de la catégorie « enfants » en tant que catégorie distincte de celle des travailleurs [71] justifie le faible nombre de publications qui incluent les six parties prenantes et/ou la catégorie « enfants » dans l'évaluation.
- L'utilité du produit (P5) n'est pas utilisée dans les études d'ADCV. L'inclusion tardive de ce concept dans l'ADCV [71] justifie son absence de mise en œuvre dans la pratique ADCV.
- La documentation des méthodes, des inventaires, des hypothèses, des résultats, des critères d'interprétation et des limites dans le texte ou dans les informations complémentaires, est cruciale pour renforcer les aspects de transparence (P8) de l'étude d'ADCV. Bien que nous trouvions des inventaires complets pour les trois techniques, une meilleure description des critères pour la partie interprétation fait défaut, ce qui est essentiel pour orienter la prise de décision.
- Comme l'ADCV est une évaluation multidimensionnelle, multi-étapes, multi-parties prenantes et multi-indicateurs, les conclusions nécessitent une description claire des compromis. La plupart des études de cas sont explicites quant à l'interprétation

faite des résultats communiquant les revendications et les conclusions, bien qu'aucune tendance ne se démarque réellement.

- La compensation des impacts négatifs et positifs ne fait pas partie des pratiques des études de cas examinées bien que des évaluations d'impacts positifs aient été identifiées.

(4) Défis méthodologiques

Les principaux défis identifiés qui empêchent une conformité totale aux 10 principes sont les suivants :

- **Comprendre les relations entre les trois dimensions de la durabilité pour construire des mécanismes d'impact et sélectionner des catégories d'impact pertinentes pour l'ADCV** : les mécanismes d'impact allant de l'inventaire vers les catégories d'impact *midpoints* et *endpoints* restent à développer [81–83], en particulier pour l'ADCV. Cela pourrait progresser considérablement une fois que la norme ISO 14075, actuellement en cours d'élaboration, sera publiée (prévue en 2024). Des recherches supplémentaires sur les aires de protection pour l'ADCV sont également nécessaires dans le contexte des études d'ADCV. Neugebauer et al. [70] proposent de relier les indicateurs ACCV aux indicateurs macroéconomiques et de définir les aires de protection sur la base de la "Stabilité économique" et de la "Génération de richesses". Le chevauchement de la santé humaine en tant qu'aire de protection dans l'ACV et l'ADCV, ainsi que la grande variété d'indicateurs utilisés pour évaluer la durabilité, montrent la nécessité d'une meilleure compréhension des relations entre les dimensions de la durabilité et les mécanismes d'impact. S'attaquer à ce défi permettrait de surmonter les problématiques liées aux compromis nécessaires à la prise de décision.
- **Mieux communiquer les compromis et la prise de décision basée sur l'ADCV** : L'étape d'interprétation nécessite l'intégration des résultats des trois techniques et consiste généralement à agréger les résultats des catégories d'impact par dimension pour faciliter l'interprétation et les conclusions en réduisant le nombre de paramètres à prendre en compte pour la prise de décision. La communication des compromis est nécessaire en raison de leurs implications sur les résultats de l'étude d'ADCV. Elle permet la modélisation d'analyses de sensibilité, contribue à fournir des conclusions bien détaillées et solides et augmente la transparence des études

- **Améliorer l'accessibilité des publications et veiller à ce que des informations complémentaires soient disponibles.** Cela contribuerait non seulement à accroître la transparence (P8) des études d'ADCV, mais surtout à améliorer la base de connaissances générale et l'échange d'expériences de la pratique.

CHAPITRE 3. ÉVALUATION DE LA DURABILITÉ DES PRODUITS DE LA BIO-ÉCONOMIE : LE 2- MÉTHYL-TÉTRAHYDROFURANE COMME SUBSTITUT AU TÉTRAHYDROFURANE

En s'appuyant sur les lignes directrices présentées dans la section 1.2.1 et les dix principes de la Life Cycle Initiative analysés dans le Chapitre 2, ce chapitre s'attache à appliquer la méthode ADCV au cas de l'utilisation du 2-méthyl-tétrahydrofurane (2-MeTHF) en remplacement du tétrahydrofurane (THF) pour une application pharmaceutique. Elle vise à évaluer les performances en termes de durabilité des molécules bio-sourcées par rapport aux molécules d'origine fossiles qu'elles substituent.

Ce chapitre est construit sur la base de la publication publiée en Juillet 2024 au journal ACS Sustainable Resource Management (Voir Annexes) :

Leroy-Parmentier, N., Loubet, P., Saint-Jean, M., Patouillard, N., Sonnemann, G., 2024, Life Cycle Sustainability Assessment for the bioeconomy: the case of the production of Tramadol from 2-MeTHF. In ACS Sustainable resource Management. doi: 10.1021/acssusresmgt.4c00144

Comme présenté en Introduction, la bio-économie vise à soutenir la transition d'une économie basée sur les énergies fossiles vers un système plus durable basé sur des ressources renouvelables, en substituant des molécules à base de fossiles par des molécules à base de biomasse ("approche drop-in") ou en développant de nouvelles molécules avec des caractéristiques spécifiques de façon à répondre à des besoins particuliers ("approche fonctionnalité") [149] pour produire des molécules à base de biomasse pour diverses applications telles que les carburants, les polymères, les solvants et les produits pharmaceutiques [150].

En s'appuyant sur les lignes directrices présentées dans la section 1.2.1 et les dix principes de la Life Cycle Initiative (Tableau 1), cette étude se concentre sur l'utilisation du 2-méthyl-tétrahydrofurane (2-MeTHF) en remplacement du tétrahydrofurane (THF) pour une application pharmaceutique. Elle vise à évaluer les performances en termes de durabilité des molécules bio-sourcées par rapport aux molécules d'origine fossiles qu'elles substituent. Le 2-MeTHF est couramment utilisé comme solvant à base de biomasse dans la synthèse organique. Il peut être obtenu par deux hydrogénations consécutives du furfural, une molécule synthétisée à partir d'hémicellulose, un polymère donnant leur structure aux végétaux. En raison de ses caractéristiques, le 2-MeTHF trouve des applications dans les réactions de Grignard, notamment dans la formation de liaisons carbone-carbone, notamment pour la production d'alcools ou de molécules pharmaceutiques, parmi lesquelles des anti-inflammatoires non stéroïdiens, des traitements anticancéreux ou encore des analgésiques avec notamment le Tramadol. Il est également utilisé comme substitut du THF, une molécule d'origine fossile, car il est considéré comme moins génotoxique, plus stable, plus efficace et plus facile à séparer de l'eau [151–153].

Ces caractéristiques, associées aux résultats d'une ACV précédente [151] décrivant les impacts environnementaux du 2-MeTHF dérivé de rafles de maïs, permettent de considérer la meilleure performance environnementale du 2-MeTHF par rapport au THF. Cette étude s'est basée sur les données fournies par Pennakem (une filiale du groupe MINAFIN, une entreprise basée en Belgique), le principal producteur mondial de 2-MeTHF. Cette entreprise est spécialisée dans la chimie verte, transformant le furfural en divers produits tels que ceux de la marque Viridisol, comprenant l'alcool

tétrahydrofurfurylique, le furfural de haute pureté, le furane, le 1,2-pentanediol, la furfurylamine et le 2-MeTHF. Depuis cette publication, Pennakem a changé 91 % de son approvisionnement, rendant nécessaire la mise à jour de cette étude avec des données actuelles pour évaluer les performances du Tramadol synthétisé à partir de 2-MeTHF formulé à partir de furfural de bagasse et de rafle de maïs ainsi qu'à partir de THF.

Au-delà de l'évaluation des performances en durabilité de trois solvants pour la production de Tramadol en utilisant les dix principes pour l'application de la ADCV de l'Initiative sur le Cycle de Vie, cette étude s'appuie sur une approche qui intègre les trois dimensions de la phase d'inventaire à la mise en œuvre du principe d'opérationnalité pour la ADCV du Projet Orienting [45]. La publication adhère à la structure des quatre phases détaillées dans les normes ISO 14040 et 14044 [36,37] La section 3.1 présente l'objectif de l'étude, la portée, les choix méthodologiques et l'inventaire du cycle de vie construit pour évaluer les piliers environnementaux, sociaux et économiques. La section 0 présente de manière exhaustive et intègre des résultats nuancés, conduisant à une interprétation dans la section 3.3. L'alignement avec les dix principes de l'application de l'ADCV est également examiné de manière critique dans cette section.

3.1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1.1. DÉFINITION DE L'OBJECTIF ET DE CHAMP DE L'ÉTUDE

L'objectif principal de cette ADCV est de fournir des informations aux producteurs et utilisateurs de ces solvants, les aidant à évaluer la pertinence de leurs choix de substitution et à identifier des pistes d'amélioration, notamment dans la transition des produits à base de fossiles aux produits à base de biomasse. De plus, l'étude vise à comparer diverses matières premières agricoles, à savoir la bagasse de canne à sucre et de rafle de maïs pour la synthèse de furfural utilisé dans la production de 2-MeTHF. La fonction principale de ces solvants est de solvater les milieux de réaction organiques et notamment les réactions de Grignard utilisées dans les processus chimiques organométalliques et bi-phasiques. La synthèse de Tramadol, un analgésique opioïde, est utilisée comme cas d'étude. L'unité fonctionnelle définie est : « Solvater les milieux réactionnels pour produire 1 kg de Tramadol ». L'utilité du

produit, qui dépasse la notion d'unité fonctionnelle, devrait davantage capter les bénéfices sanitaires de l'utilisation de Tramadol, exprimés en DALY bien que ça ne soit pas l'objet de cette étude. Pour cela, l'utilité du produit n'est pas considérée pour l'analyse et son interprétation. Trois flux de référence différents capables de remplir cette unité fonctionnelle sont définis en fonction des réactions expérimentales identifiées [153] :

- Scénario 1 : 1,23 kg de 2-MeTHF à base de bagasse (2-MeTHF B) pour solvater les milieux réactionnels pour produire 1 kg de Tramadol.
- Scénario 2 : 1,23 kg de 2-MeTHF à base de rafle de maïs (2-MeTHF M) pour solvater les milieux réactionnels pour produire 1 kg de Tramadol.
- Scénario 3 : 1,49 kg de THF (THF) pour solvater les milieux réactionnels pour produire 1 kg de Tramadol.

Les limites du système sont définies du berceau à la tombe, car les phases de production, d'utilisation et de fin de vie des produits diffèrent d'un scénario à l'autre (Figure 13).

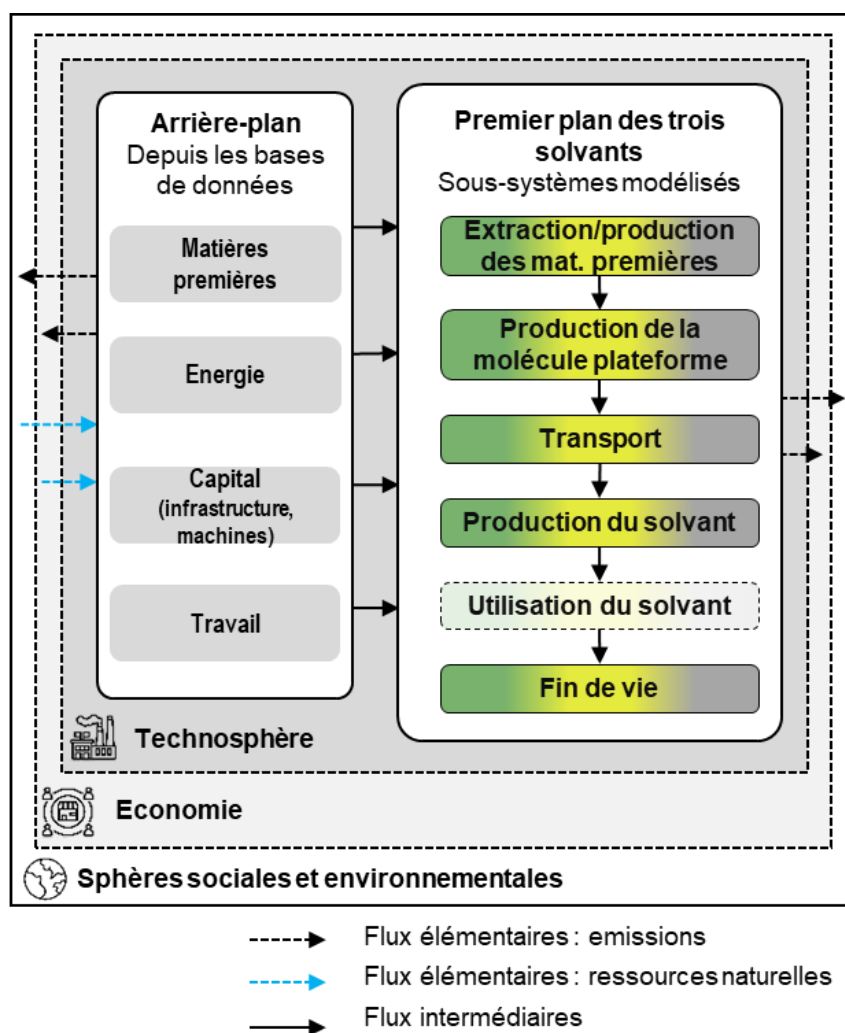


Figure 13. Frontières du système et modélisation des solvants (en vert : 2-MeTHF à partir de bagasse, en jaune : 2-MeTHF à partir de rafle de maïs, en gris : THF)

3.1.2. MODÉLISATION ET CHOIX MÉTHODOLOGIQUES POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS

L'intégration des trois dimensions est réalisée, dans cette ADCV, au niveau de l'inventaire. Les données sont donc collectées pour la dimension environnementale et extrapolées pour les dimensions sociales et économiques afin de modéliser chaque pilier de durabilité. Alors que le premier plan de l'ADCV est modélisé à l'aide de données spécifiques collectées auprès d'experts et de la littérature, l'arrière-plan des dimensions environnementales et sociales repose sur des bases de données. L'intégration des trois dimensions de la durabilité nécessite également la prise en compte des catégories d'impact spécifiques à chacune d'entre elles, en évitant les doublons. Cela a amené à l'exclusion de catégories d'impact potentielles des méthodes d'évaluation des impacts sélectionnées (Tableau 6). Pour faciliter

l'interprétation des performances ADCV des solvants étudiés, des scores uniques sont obtenus pour chaque dimension en utilisant la normalisation et la pondération des méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie.

3.1.2.1. MODÉLISATION DE LA DIMENSION ENVIRONNEMENTALE

La dimension environnementale est modélisée grâce à OpenLCA v2 en utilisant Ecoinvent 3.8 [154] pour modéliser les processus en arrière-plan. Les impacts environnementaux sont calculés à l'aide de la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) « Environmental footprint » (ou EF method) [155]. Cette méthode a été choisie pour sa robustesse scientifique et la disponibilité des facteurs de normalisation et de pondération, pour présenter les résultats au niveau *midpoint* et grâce à un score unique, exprimé en points, obtenu à partir des facteurs de normalisation (exprimé en citoyen européen/an) et de pondération, tous les deux donnés par la méthode de calcul « EF method ». Pour limiter le nombre de catégories d'impacts lors de la présentation des résultats, les sous-indicateurs de la catégorie changement climatique (i.e. changement climatique biogénique, changement climatique lié à l'utilisation des terres et changement climatique d'origine fossile), étant agrégés dans la catégorie-mère sont exclus.

Les émissions biogéniques sont significatives lors de l'évaluation des impacts de la bio-économie. Cette étude a été modélisée en considérant les effets neutres des émissions de carbone provenant de l'incinération de 2-MeTHF B et C. La liste finale des catégories d'impact environnemental est présentée dans le Tableau 6.

3.1.2.2. MODÉLISATION DE LA DIMENSION SOCIALE

L'ASCV est réalisée dans Simapro 9.5 afin de réduire le temps de calcul et de traitement des données au niveau des résultats. La base de données « PSILCA v3 Worker Hours (developper version) » modélise la dimension sociale grâce aux différents coûts identifiés lors de l'inventaire de l'ACCV. Les impacts sociaux sont calculés à l'aide de la méthode « *Social Impact Weighting Method* » permettant l'agrégation de différents risques caractérisés et exprimés en risques moyens par heure (i. e. Medium risk hour) par dollar de produit [156]. La « *Social Impact Weighting Method* » propose l'évaluation de 55 indicateurs pouvant être liés à des parties prenantes spécifiques. Certaines catégories d'impact évaluent des risques déjà pris en compte dans l'ACV et

sont donc exclues de l'évaluation (par exemple, l'empreinte des gaz à effet de serre, la couverture de l'eau potable, l'empreinte agricole/forestière incorporée, l'empreinte biodiversité/eau incorporée, la déplétion de l'eau industrielle, la consommation de minéraux/combustibles fossiles, la pollution et les DALYs dus à la pollution de l'air intérieur et extérieur et de l'eau). Uniquement les cinq catégories de risques principales pour chaque solvant ont été prises en compte afin de faciliter l'interprétation, aboutissant à une liste de 9 indicateurs, comme indiqué dans le Tableau 6. Le score unique présenté dans la section 3.2.4 est obtenu en additionnant les scores des différents impacts sociaux. De plus, si certaines approches de l'ASCV permettent de tenir compte d'impacts sociaux positifs (par exemple, meilleures conditions de travail), qui peuvent potentiellement compenser certains impacts sociaux négatifs, l'approche utilisée ici n'évalue que des impacts sociaux négatifs.

3.1.2.3. MODÉLISATION DE LA DIMENSION ÉCONOMIQUE

L'ACCV est généralement basée sur la comptabilisation des coûts opérationnels et des coûts en capital (respectivement OPEX et CAPEX) liés au système étudié. Pour cette étude, les flux intermédiaires identifiés dans l'ACV (matières premières, énergie, chaleur, logistique, etc.) et les coûts de main-d'œuvre sont pris en compte. Ces derniers sont estimés en considérant les heures de travail utilisées comme variable d'activité dans « PSILCA v3 Worker Hours (developer version) » et le salaire sectoriel moyen dans chaque pays à partir de « PSILCA v3 Raw Values (developer version) ». Les CAPEX sont estimés sur la base de données moyennes américaines fournies par l'American Chemistry Council, en tenant compte de la part des dépenses en capital (26,1 milliards de dollars américains) par rapport aux ventes finales (614,2 milliards de dollars américains) en 2022 [157]. Une grande partie des coûts reste à identifier et est regroupée dans la catégorie "Marges et coûts non identifiés", comme présenté dans les résultats.

Tableau 6. Catégories d'impacts incluses dans l'étude de cas

Catégories d'impacts environnementaux		Catégories d'impacts sociaux		Catégories d'impacts économiques
CC	Changement climatique	BM	Consommation de biomasse	Coûts de matières premières
ATF	Acidification terrestre et de l'eau douce			
Feco	Eco-toxicité de l'eau douce	CMS	Systèmes de management environnemental certifiés	Coûts de la molécule plateforme (hors matières premières)
Feutro	Eutrophisation de l'eau douce			
Meutro	Eutrophisation marine	C	Corruption des secteurs publics	
Teutro	Eutrophisation terrestre			
IR	Radiations ionisantes	ACB		Coûts logistiques

LU	Utilisation des terres		Droits d'association et de négociation	
CHH	Effets cancérigènes sur la santé humaine	FS	Salaire équitable	
NCHH	Effets non-cancérigènes sur la santé humaine			Coûts du solvant (hors matières premières et molécule plateforme)
OD	Appauvrissement de la couche d'ozone	GW	Écart salarial entre les sexes	
POF	Formation d'ozone photochimique			
RU-nrj	Utilisation de ressources énergétiques	TU	Syndicalisme	Coûts du travail
RU-MM	Utilisation de ressources minérales et métalliques			
RI	Substances inorganiques respiratoires (i.e. particules fines)	VL	Violations des lois et réglementation du travail	Coûts de fin de vie
WS	Rareté de l'eau	CL	Travail des enfants	

3.2.3. INVENTAIRES DU CYCLE DE VIE (ICV)

Les prochaines sections s'intéressent aux processus du premier plan et les données associées nécessaires à la modélisation de chaque scénario. Les données collectées sont présentées dans le

Tableau 8 pour 2-MeTHF B et 2-MeTHF M, et le Tableau 9 pour le THF.

3.2.3.1. ICV DE LA PRODUCTION DE 2-METHF

- Culture et traitement de la biomasse

Historiquement, Pennakem se procurait du furfural à partir de rafles de maïs en Chine avant de modifier cet approvisionnement pour des raisons économiques et environnementales, privilégiant le furfural provenant de la bagasse d'Afrique du Sud (50%), de la République dominicaine (41%) en maintenant un approvisionnement de furfural de rafle de maïs chinois (9%).

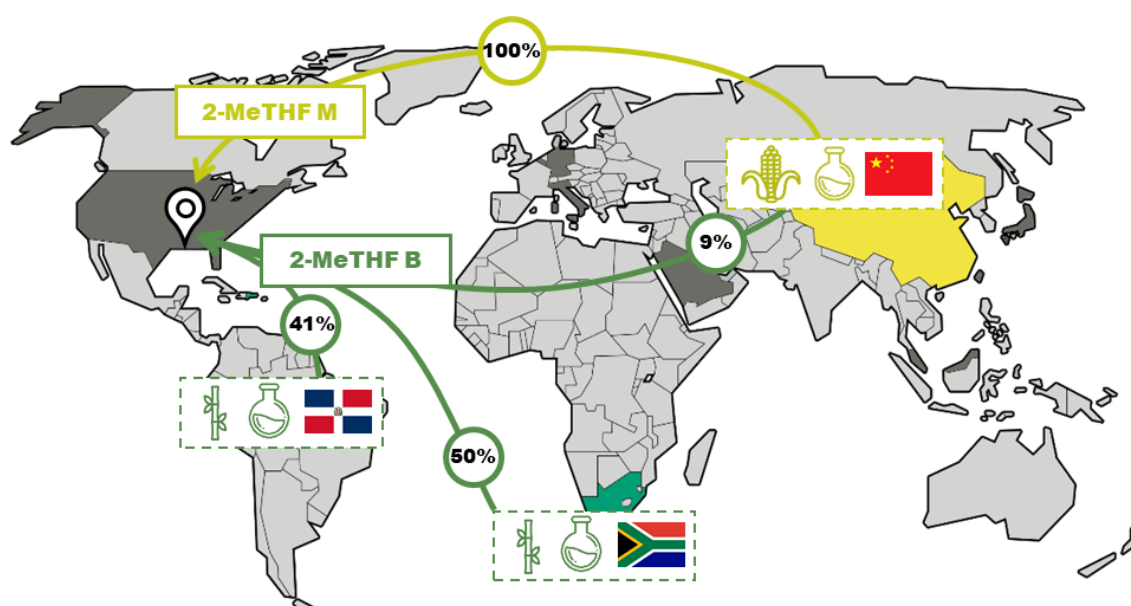


Figure 14. Carte des scénarios d'approvisionnement pour les solvants bio-sourcés (2-MeTHF B et 2-MeTHF M)

Chaque pays a des pratiques agricoles spécifiques et très variables en ce qui concerne l'application d'engrais et de pesticides, l'irrigation ou la récolte. En l'absence de données spécifiques pour chaque pays, les processus unitaires de culture sont construits en adaptant les jeux de données disponibles (i.e., 'sugarcane production | sugarcane | APOS, U – RoW' et 'sweet corn production | sweet corn | APOS, U – TH') de façon à considérer, au cas par cas, des flux intermédiaires sud-africains, dominicains et chinois (par exemple, achats de carburant, utilisation de l'eau, utilisation des terres, etc.) lorsqu'ils sont disponibles. Les flux élémentaires (par exemple, émissions dans l'air, l'eau et le sol) ne sont pas adaptés, même s'ils varient en fonction des conditions pédoclimatiques.

La bagasse et la rafle de maïs sont produites à partir de processus de culture et de traitement multifonctionnels. Par conséquent, une procédure d'allocation économique est appliquée entre les coproduits.

- La bagasse est coproduite à partir de l'activité d'extraction du sucre, ainsi que du sucre et de la mélasse. Le facteur d'allocation économique pour la bagasse est fixé à 1,67% en fonction des quantités de co-produits fournies Renouf et al. (2011) [158] et des prix fournis par Dias et al. (2011) [159]. Des détails supplémentaires sont disponibles dans le Tableau 30 en Annexes.
- Les rafles de maïs, ainsi que les grains, les feuilles et les tiges, sont coproduits de l'activité de culture du maïs. Le facteur d'allocation économique pour les rafles de maïs est fixé à 3,65% en fonction des quantités de coproduits fournies par Supasri et al. (2020) [160] et des prix fournis par Luo et al. (2009) [161]. Des détails supplémentaires sont disponibles dans le Tableau 31 en Annexes.
- Production du furfural

Le furfural est une molécule de plateforme produite par catalyse acide de l'hémicellulose présente dans les ressources végétales [162,163]. Diverses méthodes de production existent, tant en batch qu'en continu, avec différentes températures, catalyseurs, pressions et rendements. Quatre procédés à l'échelle industrielle ont été identifiés : les procédés batch et continu de Quaker Oats, ainsi que celui d'Huaxia/Westpro, et de Zeitsch/SupraYield ([163]). Les données ne sont disponibles que pour le procédé Huaxia/Westpro [162,163] bien qu'elles ne soient probablement pas représentatives des technologies actuelles puisqu'elles remontent à 2005, et que le rendement rapporté semble relativement faible compte tenu de la quantité d'énergie correspondante. Le procédé Huaxia/Westpro est relativement similaire quand il s'agit de transformer la bagasse et les rafles de maïs, une adaptation étant nécessaire pour tenir compte des rendements spécifiques de chaque végétal. Le furfural est produit parmi d'autres coproduits, et une allocation économique est effectuée pour modéliser le procédé Huaxia/Westpro à partir des données disponibles (Tableau 32 - Annexes). En se basant sur les informations publiques des fournisseurs [164–166], nous estimons que 90% de la chaleur sud-africaine et 48% de la chaleur dominicaine utilisées pour produire du furfural proviennent de la combustion de biomasse. Comme

aucune information n'est disponible pour la Chine, nous estimons que 50% de la chaleur est d'origine végétale.

Les étapes de cycle de vie décrites précédemment (de la culture à la production de furfural) sont considérées comme faisant partie de l'industrie sucrière (pour les procédés sud-africains et chinois) ou du secteur agricole (pour les procédés dominicains), en fonction des ensembles de données disponibles dans PSILCA. Les coûts supportés par le producteur de biomasse et le producteur de furfural (consommant la biomasse) sont pris en compte pour quantifier les flux sociaux. En raison du manque d'informations spécifiques sur les différences de prix entre les différentes sources de furfural (furfural chinois à partir de tiges de maïs / furfural chinois à partir de bagasse / furfural dominicain à partir de bagasse / furfural sud-africain à partir de bagasse), nous supposons un coût identique du furfural (1,8 USD/kg) pour chaque scénario [167].

- Transport

La société s'approvisionne en furfural de bagasse en Afrique du Sud (Illovo Sugar), en République dominicaine (Central Romana) et de rafle de maïs en Chine en quantités variables, comme détaillé ci-dessus et dans le Tableau 33 en Annexes. Chaque produit est transporté par camion des sucreries jusqu'au port le plus proche, puis expédié vers les États-Unis, respectivement à Savannah (pour le furfural sud-africain), Houston (pour le furfural dominicain) et Charleston (pour le furfural chinois) avant d'être envoyé par train à Memphis dans le Tennessee. Chaque scénario est détaillé dans le Tableau 34 en Annexes. Les ensembles de données de transport de PSILCA pour chaque pays sont utilisés pour modéliser la dimension sociale de cette étape, en tenant compte des coûts calculés grâce à des données statistiques.

- Production de 2-MeTHF

Le 2-MeTHF est obtenu par deux étapes successives : la première hydrogénation convertit le furfural en méthylfurane, et la seconde hydrogénation conduit à la formation de 2-MeTHF. Pennakem a fourni les données du processus chimique dans le cadre d'un accord de confidentialité. Pour les émissions du processus, les quantités de composés organiques volatils sont estimées en fonction de la quantité annuelle déclarée divisée par la production annuelle de la raffinerie. Les eaux usées sont modélisées en se basant sur l'inventaire d'une eau usée chargée d'amidon de maïs,

contenant une quantité similaire de molécules organiques que si elle était chargée de déchets de production de 2-MeTHF. Pour modéliser les impacts sociaux de ce processus chimique, les flux intermédiaires liés à cette étape sont modélisés grâce à l'ensemble de données 'extraction de pétrole et de gaz - États-Unis', en tenant compte des coûts calculés pour les différentes matières premières, biens intermédiaires et services, ainsi que de la main-d'œuvre.

3.2.3.2. ICV DE LA PRODUCTION DE THF

Le THF est directement modélisé à partir d'Ecoinvent 3.8. L'étape de production est modélisée en considérant une offre moyenne basée sur les données COMTRADE entre 2017 et 2021. Le transport est considéré comme une distance agrégée entre les pays fournisseurs et les États-Unis, avec la distance du fournisseur au port d'exportation parcourue en camion, suivie par le transport maritime océanique, puis la distance entre le port et le consommateur aux États-Unis par train (Tableau 7).

Tableau 7. Principaux exportateurs de THF et distance moyenne d'approvisionnement

	Parts des exports (COMTRADE 2017-2021)	camion (km)	bateau (km)	Train (km)
Allemagne	29,00%	2,00E+02	9,75E+03	9,15E+02
Taiwan	21,10%	2,00E+02	1,95E+04	9,70E+02
États-Unis	11,80%	5,00E+02	0,00E+00	5,00E+02
Malaisie	9,00%	2,00E+02	2,07E+04	9,70E+02
Arabie saoudite	7,20%	2,00E+02	1,16E+04	9,70E+02
Chine	6,30%	2,00E+02	1,89E+04	9,70E+02
Émirats arabes unis	4,20%	2,00E+02	1,56E+04	9,70E+02
Belgique	3,50%	2,00E+02	7,07E+03	9,70E+02
Italie	2,00%	2,00E+02	8,50E+03	9,70E+02
Japon	1,50%	2,00E+02	1,77E+04	9,15E+02
Autres	4,40%	2,00E+02	1,29E+04	9,12E+02
Distance moyenne		2,35E+02	1,27E+04	8,95E+02

Le THF, en tant que solvant d'origine fossile, est considéré comme faisant partie de l'industrie pétrolière et du jeu de données 'extraction de pétrole et de gaz - États-Unis', en tenant compte du coût du solvant. Les autres étapes (Transport et Fin de vie) sont modélisées grâce aux ensembles de données américains de PSILCA. De plus, sans détails, la structure des coûts du THF n'est pas identifiée.

3.2.3.3. MODÉLISATION DE LA FIN DE VIE

Suite à leur utilisation dans la production de Tramadol, nous supposons que les solvants sont incinérés. À cette fin, les inventaires d'incinération de solvants modélisés par Doka [168] sont utilisés en appliquant une approche de « *cut-off* ». Ils tiennent

compte de la quantité et du type de carbone contenu dans le solvant (biogène ou fossile). Pour prendre en compte les flux de référence, la quantité de carbone dans chaque solvant est calculée en fonction de la composition moléculaire et de la masse molaire spécifique de chaque atome (Tableau 35 et Tableau 36 - Annexes). Les aspects sociaux de la fin de vie sont modélisés grâce à l'ensemble de données américaines sur les services de gestion des déchets et de remédiation, en tenant compte des coûts d'incinération comme mentionné par le CNRS – DGDR [169].

Tableau 8. Inventaire pour la production de Tramadol à partir de 2-MeTHF B et C

Processus unitaire (B= bagasse C= rafle de maïs)			Principaux flux intermédiaires	Quantité pour l'unité fonctionnelle	Unité	Coûts pour l'unité fonctionnelle	Reve- nus pour l'unité fonctionnelle	Unité	Processus id. pour l'arrière-plan Environnemental (ecoinvent)	Social (PSILCA)
Culture et traitement de la biomasse	c	intrans	Production de maïs	1,78E+02	kg/FU	7,87E-02	USD/FU	sweet corn production – TH	Manufacture of refined sugar and derivatives - CN	
	c	sortant	Rafles de maïs	1,38E+01	kg/FU					
	c	sortant	Grain	5,77E+01	kg/FU					
	Production du furfural	c	sortant	Feuilles et tiges	1,06E+02	kg/FU	4,5E-01	2,32E0	USD/FU	chemical factory, organics - RoW heat, from steam, in chemical industry - RoW electricity medium voltage CN/DO/ZA Lime - RoW soda ash, dense - GLO tap water - RoW sulfuric acid - RoW
		b	intrans	Production de canne à sucre	5,40E+01	kg/FU				
		b	intrans	Électricité pour l'extraction du sucre	5,02E-01	kWh				
		b	sortant	sucre	7,72E+00	kg/FU				
		b	sortant	bagasse	1,51E+01	kg/FU				
		b	sortant	mélasse	1,51E+00	kg/FU				
		b	sortant	eau	2,96E+01	kg/FU				
b/c		intrans	Raffinerie (usine)	3,38E-10	item/FU					
b/c		intrans	Chaleur	4,44E+01	MJ/FU					
Transport		b/c	intrans	Électricité	1,66E-01	kWh/FU				
	b/c	intrans	Chaux	8,31E-01	kg/FU					
	b/c	intrans	Carbonate de sodium	1,66E-02	kg/FU					
	b/c	intrans	Eau	4,99E+01	kg/FU					
	b/c	intrans	Acide sulfurique	1,33E+00	kg/FU					
	b/c	sortant	Eau	1,10E+01	kg/FU					
	b/c	sortant	Acide acétique	8,81E-01	kg/FU					
	b/c	sortant	Acétone	2,83E-01	kg/FU					
	b/c	sortant	Furfural	1,66E+00	kg/FU					
	b/c	sortant	Alcool furfurylique	1,66E+00	kg/FU					
production du 2- meTHF	b/c	sortant	Acide lévulinique	2,21E+00	kg/FU	2E-01	2E-01	USD/FU	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, - RoW transport, freight train - US transport, freight, sea, container ship - GLO CONFIDENTIAL	
	b/c	sortant	Méthanol	2,83E-01	kg/FU					
	c	intrans	Camion	2,43E+02	kg.km/FU					
	b	intrans	Camion	9,67E+01	kg.km/FU					
	c	intrans	Train	1,31E+03	kg.km/FU					
	b	intrans	Train	1,53E+03	kg.km/FU					
Fin de vie	c	intrans	Bateau	2,55E+04	kg.km/FU					
	b	intrans	Bateau	1,77E+04	kg.km/FU					
	b/c	sortant	2-MeTHF	1,23E+00	kg/FU				Output from Manufacture of chemical products	
	b/c	intrans	incinération	1,23E+00	kg/FU	1,48 E0		USD/FU	Waste management and remediation services - US	

Tableau 9. Inventaire pour la production de Tramadol à partir de THF

Processus unitaire		Principaux flux intermédiaires	Quantité pour l'UF	Unité	Coûts pour l'UF	Revenus pour l'UF	Unité	Processus id. pour l'arrière-plan	
								Environnemental (ecoinvent)	Social (PSILCA)
Transp ort	intran	Camion	3,51E+02	kg.km/FU	2,00E-01	2,00E-01	USD/FU	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6 APOS, U - RoW	Commodities - Water transport - USA
	intran	Bateau	1,90E+04	kg.km/FU				market for transport, freight, sea, container ship APOS, U - GLO	
Produc tion du THF	intran	Train	1,33E+03	kg.km/FU				transport, freight train, diesel APOS, U - US	Chemical products for daily use - CHN
	intran	Production du THF - Allemagne	4,32E-01	kg/FU	2,19E+00	8,61 E0	USD/FU	tetrahydrofuran APOS, U - RoW	Chemical products for daily use - CHN
		Production du THF - Taiwan	3,14E-01						Other Chemical Materials - TWN
		Production du THF – Etats-Unis	1,76E-01						Manufacture of chemical products - USA
		Production du THF - Malaisie	1,34E-01						Manufacture of industrial chemicals - MYS
		Production du THF – Arabie saoudite	1,07E-01						Chemical and Non-Metallic Mineral Products - SAU
		Production du THF - Chine	9,39E-02						Chemicals for daily use - CHN
		Production du THF – Émirats Arabes Unis	6,26E-02						Chemical and Non-Metallic Mineral Products - ARE
		Production du THF - Belgique	5,22E-02						chemical products and man-made fibres - BEL
	Production du THF - Italie	2,98E-02						chemical products and man-made fibres - ITA	
	Production du THF - Japon	2,24E-02						Commodities - Petrochemical basic products - JPN	
Fin de vie	intran	incinération	1,49E+00	kg/FU	1,48 E0		USD/FU		Waste management and remediation services - US

3.2. RÉSULTATS

3.2.1. DESCRIPTION ET INTERPRÉTATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

L'analyse des contributions et comparaison des impacts environnementaux des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle présentée dans la Figure 15 montre que le 2-MeTHF B et le 2-MeTHF M sont des alternatives moins impactantes que le THF pour la production de Tramadol. Ce dernier a un impact plus élevé dans 11 des 16 catégories d'impact (Figure 15). Le 2-MeTHF M génère plus d'impact dans la catégorie d'impact liée à l'utilisation des terres. Cela est notamment dû aux besoins en terres pour la culture du maïs, utilisant et transformant des superficies plus importantes que la culture de la bagasse. Le 2-MeTHF B présente un impact plus élevé sur les effets non carcinogènes sur la santé humaine en raison d'une plus grande quantité de chaleur produite par la biomasse émettant divers éléments nocifs pour la santé humaine dans le sol, tels que le mercure, le plomb, le cadmium, l'arsenic, le zinc, le béryllium et l'aldrine. Les étapes contribuant le plus aux impacts, tous solvants confondus sont celles de transformation chimique (production de molécules de plateforme et production de solvants), avec des contributions allant de 47 à 98% pour le 2-MeTHF B, de 34 à 92% pour le 2-MeTHF M, et de 61 à 99% pour le THF. Ces résultats proviennent de besoins énergétiques élevés pour la transformation des molécules (c'est-à-dire 56 MJ pour le 2-MeTHF M, 59 MJ pour le 2-MeTHF B et 46 MJ pour le THF).

La chaleur est produite à partir de la combustion de combustibles fossiles et de biomasse, générant ainsi un large éventail d'impacts environnementaux. La chaleur provenant des combustibles fossiles (représentant le pourcentage suivant dans la composition énergétique du pays : 10% en Afrique du Sud, 52% en République dominicaine, 50% en Chine et 100% aux États-Unis) est le principal aspect environnemental pour le changement climatique et l'utilisation des ressources énergétiques. La combustion de biomasse (90% en Afrique du Sud, 48% en République dominicaine et 50% en Chine) génère du CO₂ biogénique, du dioxyde de soufre, des oxydes d'azote, des composés volatils inorganiques et des particules fines générant des impacts sur les émissions de substances inorganiques (particules fines), l'acidification terrestre et d'eau douce, la formation d'ozone photochimique et

l'eutrophisation. L'électricité a également des impacts variés selon le pays. Par exemple, le réseau SERC aux États-Unis produit de l'électricité à partir d'énergie nucléaire (31%), de combustibles fossiles (55%) et d'énergies renouvelables (14%). Comparé aux autres pays (Chine, République dominicaine et Afrique du Sud), il comprend davantage d'énergie nucléaire et d'énergies renouvelables et moins de combustibles fossiles. Cela conduit à des contributions plus élevées aux impacts sur les effets cancérigènes sur la santé humaine, l'eutrophisation des eaux douces, le rayonnement ionisant, l'utilisation des terres et l'utilisation des ressources liées à l'énergie et à des impacts moindres sur les autres catégories.

La production de furfural consomme également des quantités importantes d'acide sulfurique et d'eau, contribuant aux émissions de particules fines et à l'acidification terrestre et d'eau douce, ainsi qu'à la rareté de l'eau.

La production de rafles de maïs a un impact et une contribution plus importants que la production de bagasse sur le cycle de vie des solvants bio-sourcés, malgré un meilleur rendement des rafles de maïs pour la production de furfural. Ces différences proviennent de la variabilité des pratiques agricoles régissant chaque matière première, les rafles de maïs nécessitant plus d'engrais, de pesticides et de superficies. En revanche, des bénéfices environnementaux sont montrés pour la culture du maïs sur les effets non cancérigènes sur la santé humaine du fait de la capacité du maïs à capter le zinc du sol pendant sa croissance.

Enfin, le 2-MeTHF B, M et le THF présentent des résultats comparables dans les catégories d'impact de l'eutrophisation marine et terrestre et des inorganiques respiratoires.

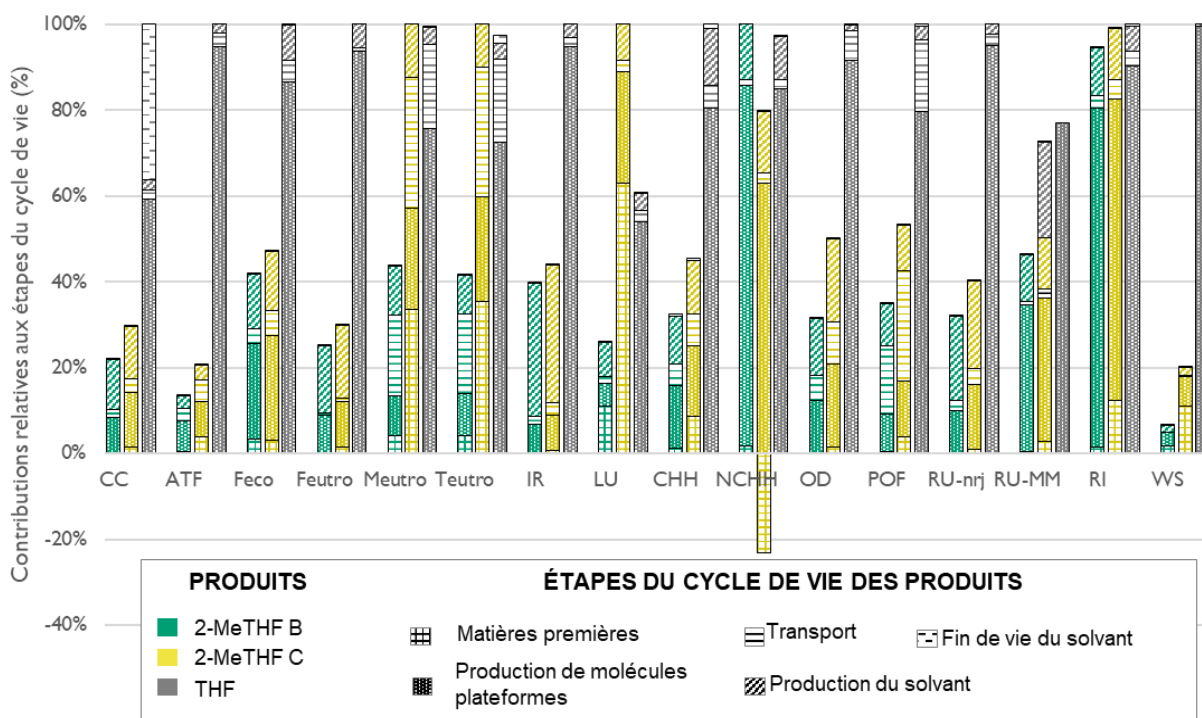


Figure 15. Analyse relative des contributions et comparaison des impacts environnementaux des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle – le solvant présentant le plus d'impacts est fixé à 100%

3.2.2. DESCRIPTION ET INTERPRÉTATION DES IMPACTS SOCIAUX

L'analyse des contributions et comparaison des risques sociaux des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle présentée dans la Figure 16 montre que le Tramadol issu du 2-MeTHF M présente plus de risques sociaux que les deux autres solvants dans 5 des 9 catégories d'impact. Pour la plupart, ces risques sociaux sont liés à la production de furfural en Chine et affectent différents groupes d'intervenants. La production de furfural consomme de la biomasse (BM), empêchant les communautés locales d'accéder à la ressource et entraînant des déplacements potentiels, la pauvreté, le déracinement culturel et, finalement, des conflits. Les communautés locales, ainsi que la société dans son ensemble, peuvent être touchées par la corruption dans le secteur public (C). Les travailleurs peuvent souffrir d'une altération de leurs droits d'association et de négociation, de salaires injustes et de violations des lois et réglementations du travail. Ces risques sont liés aux pratiques chinoises en ce qui concerne les catégories d'impact évaluées, comme indiqué dans les conclusions du 3e rapport périodique du Conseil économique et social des Nations [170].

Le 2-MeTHF B dépasse les risques sociaux du 2-MeTHF M et du THF en matière de syndicalisme (défini dans le PSILCA comme le droit de s'organiser librement), d'écart salarial entre les sexes et de systèmes de gestion environnementale certifiés. Ces résultats sont liés à la production de furfural en République dominicaine par rapport aux processus chinois. Pour le THF, les principaux pays fournisseurs sont l'Allemagne, Taiwan et les États-Unis, qui présentent des risques sociaux moindres que ceux impliqués dans les chaînes de valeur du 2-MeTHF [156].

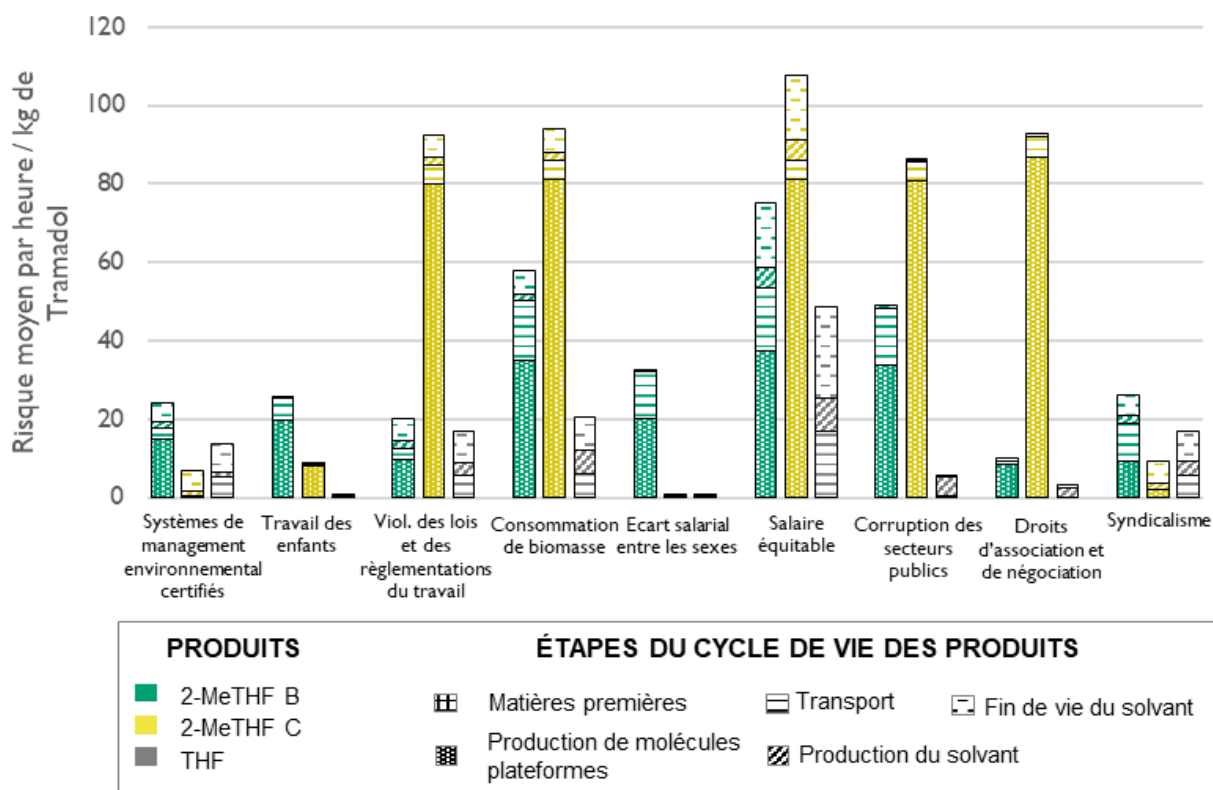


Figure 16. Analyse des contributions et comparaison des risques sociaux des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle

3.2.3. DESCRIPTION ET INTERPRÉTATION DES COÛTS

L'analyse des contributions et comparaison des coûts des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle présentée dans la Figure 17 montre que produire du Tramadol à partir de 2-MeTHF est presque deux fois plus cher que le THF (10,44 USD et 5,4 USD, respectivement). La production de furfural engendre plus de coûts que la production de 1,4-butane-diol, car elle implique des étapes (et des coûts) supplémentaires tels que la culture et le traitement de la biomasse (~8% du furfural à base de bagasse et

~16% du furfural à base de rafles de maïs), ainsi que des étapes de transformation chimique énergivores (~84% du furfural à base de bagasse et ~75% du furfural à base de rafles de maïs). Le prix de vente du furfural est 3,5 fois plus élevé que celui du 1,4-butane-diol, et sa transformation en 2-MeTHF par hydrogénation est également plus énergivore que la transformation du 1,4-butane-diol en THF, entraînant des coûts de production plus élevés supportés par le producteur de solvant. Ces coûts se reflètent dans les prix de vente des solvants (~7 USD/kg pour le 2-MeTHF (données issues de consultations d'experts) et ~2 185 USD/kg pour le THF [171]).

Le rendement supérieur du Tramadol pour le 2-MeTHF est insuffisant pour couvrir ces écarts, même si les coûts de remédiation (incinération du solvant) sont plus élevés pour le Tramadol provenant du THF du fait de la plus grande quantité de solvant utilisée. Il est également à noter que le 2-MeTHF B, faisant partie d'une chaîne d'approvisionnement plus complexe que le 2-MeTHF M, entraîne des coûts logistiques plus importants, entraînant une augmentation des coûts de 4%. Une grande partie de la structure des coûts reste à identifier, car seulement 38% (avec 4,7% d'investissements en capital, 31,3% d'exploitation et 1,9% de logistique) des coûts sont identifiés pour le 2-MeTHF B, 39% pour le 2-MeTHF M (avec 3,5% d'investissements en capital, 35% d'exploitation et 0,3% de logistique) et 49% pour le THF (avec 2,6% d'investissements en capital, 46,2% d'exploitation et 0,2% de logistique).

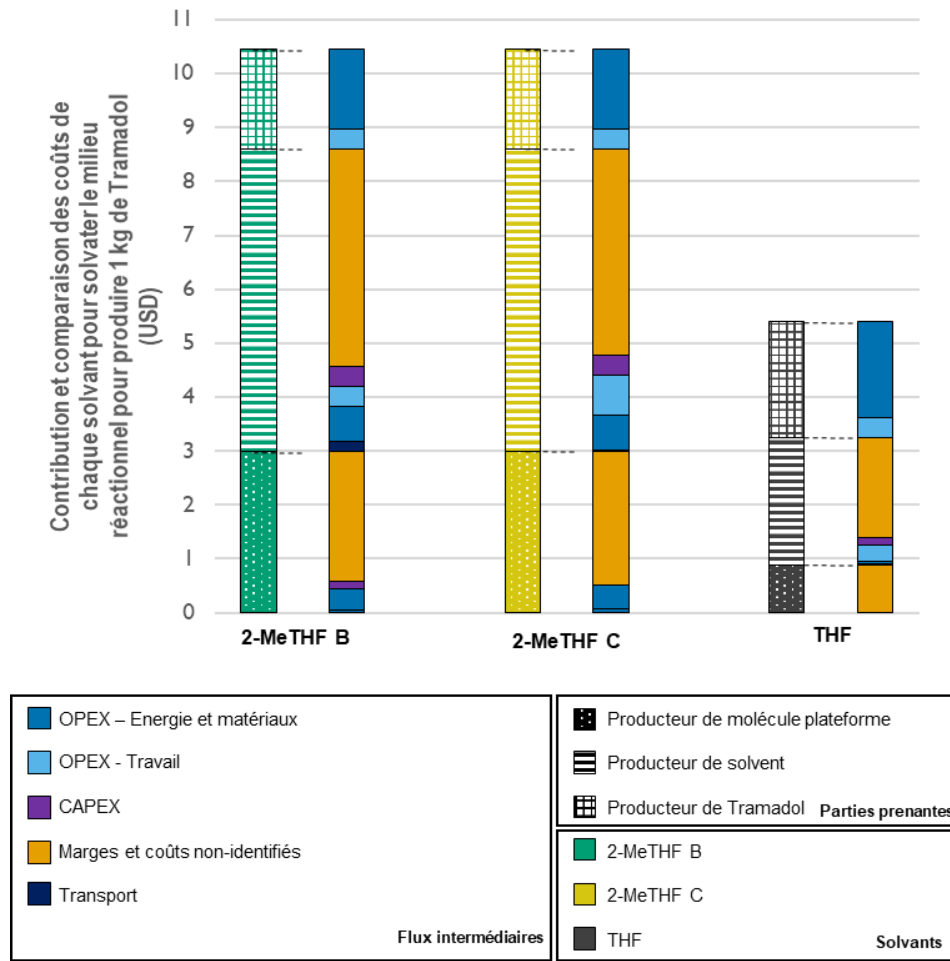


Figure 17. Analyse des contributions et comparaison des coûts des trois solvants au regard de l'unité fonctionnelle – ventilés par partie prenante

3.2.4. INTÉGRATION DES TROIS DIMENSIONS

En combinant les trois dimensions, des compromis apparaissent concernant la performance environnementale, sociale et économique d'un seul produit. Cela rend difficile une interprétation claire de la comparaison des solvants pour la production de Tramadol. Une approche pour conclure la meilleure option d'un point de vue de la durabilité consiste à agréger les résultats pour chaque dimension [101]. Comme expliqué dans la section 3.1.2, les risques sociaux et les coûts sont regroupés en deux scores uniques, exprimés dans la même unité (heures de risque moyen pour les impacts sociaux et USD pour les coûts). Les impacts environnementaux sont décrits grâce à différentes catégories d'impact et, par conséquent, plusieurs unités. La méthode « Environmental Footprint » propose des facteurs de normalisation et de pondération appliqués dans cette étude pour obtenir un seul score.

La Figure 18 présente les scores uniques obtenus par les trois solvants pour chacune des dimensions montrant des complexités pour l'interprétation : le THF performe mieux sur la plupart des indicateurs sociaux mais génère plus d'impacts environnementaux. L'aspect économique favorise également le THF, malgré sa plus grande quantité requise pour la production de Tramadol, en raison de la moindre complexité des chaînes de valeur à base de pétrole et des efforts de transformation nécessaires de la biomasse aux molécules de plateforme pour la synthèse du solvant.

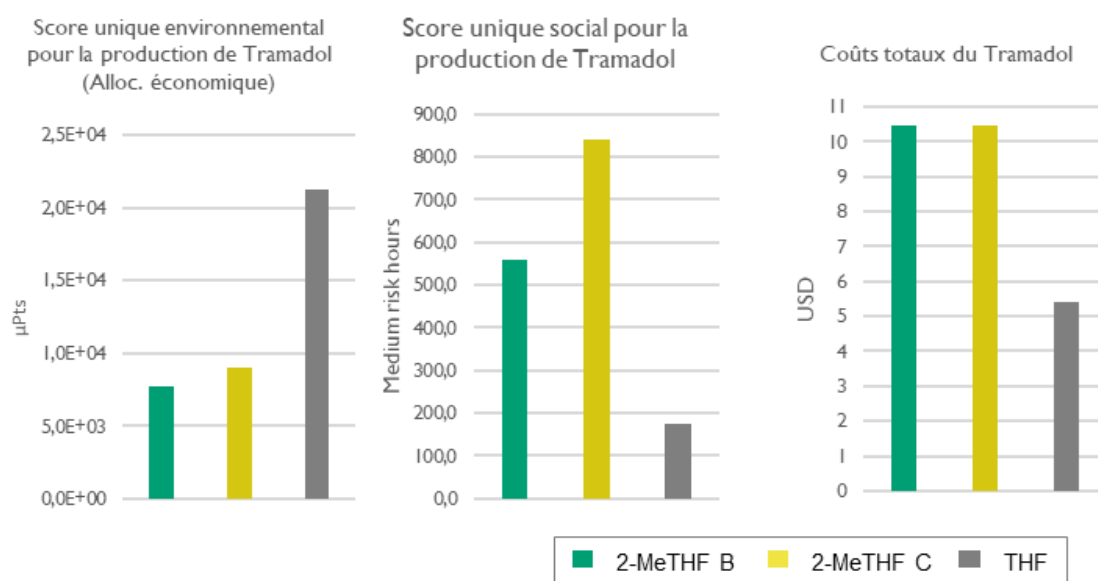


Figure 18. Performances de durabilité évaluées *via* des scores uniques (allocation économique)

Les performances en matière de durabilité sont bien sûr influencées par les cycles de vie de chaque produit, et certains choix méthodologiques et hypothèses peuvent également entraîner des divergences qui doivent être identifiées grâce à des analyses de sensibilité.

3.2.5. ANALYSE DE SENSIBILITÉ SUR LA MÉTHODE D'ALLOCATION DES IMPACTS

La méthode d'allocation des impacts environnementaux dans les processus multifonctionnels génère des variations significatives dans les résultats de l'ACV des produits bio-sourcés [161,172]. Dans le cas de la production de bagasse, 1,7 % des impacts générés par la culture et la transformation de la canne à sucre sont attribués à la bagasse avec une allocation économique, tandis qu'avec une allocation massique, environ 62,1 % des impacts seraient attribués à la bagasse (voir les détails en Annexes). Pour le maïs, on observe que ce facteur d'allocation passe de 3,7 % avec une allocation économique à 7,8 % avec une allocation massique. Enfin, la production de furfural passe de 17,3 % des impacts avec une allocation économique à 23,8 % avec une allocation massique. Ces données sont disponibles en Annexes. L'allocation physique implique un impact plus important du 2-MeTHF B par rapport aux deux autres options sur l'écotoxicité de l'eau douce, les effets non cancéreux sur la santé humaine et l'utilisation des terres. Le THF devient également plus favorable que les solvants bio-sourcés pour l'eutrophisation marine et terrestre, ainsi que pour les impacts respiratoires inorganiques. Une fois les indicateurs normalisés et agrégés dans un score unique, on observe que le 2-MeTHF M devient la meilleure option pour la production de Tramadol en comparaison au 2-MeTHF B et au THF (Figure 19).

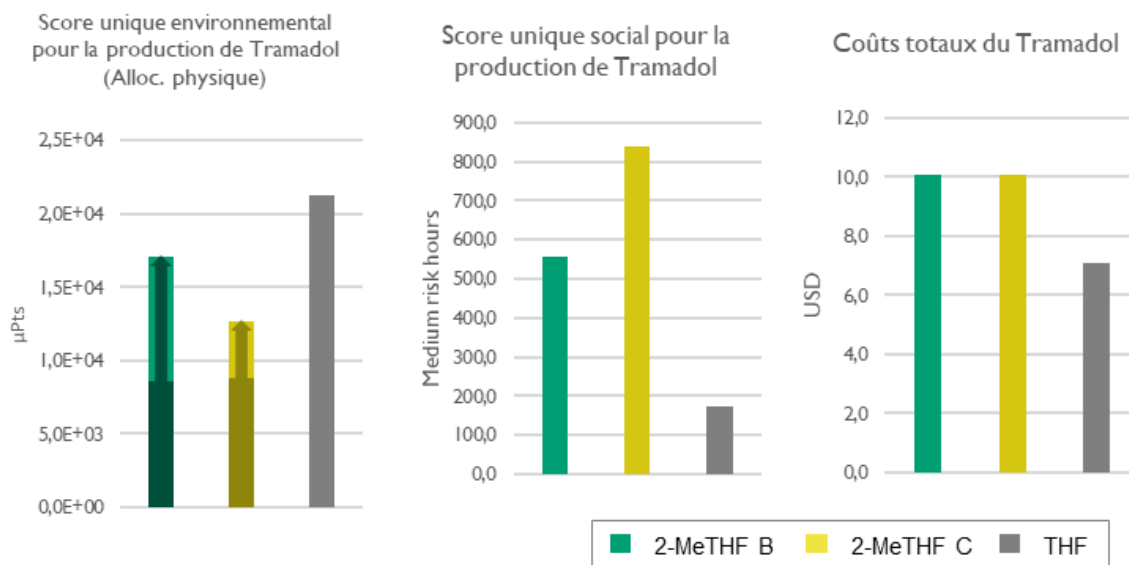


Figure 19. Analyse de sensibilité sur la méthode d'allocation sur les performances globales de durabilité évaluées via des scores uniques (allocation physique)

3.3. DISCUSSION

3.3.1. INTERPRÉTATION DE L'ADCV ET LIMITES

Les sections précédentes ont démontré une complexité dans l'interprétation des résultats compte tenu des performances variables des trois solvants sur chaque dimension. Au-delà du choix de la meilleure option pour la production de Tramadol, il est nécessaire de proposer des pistes d'amélioration pour la production des solvants. Les aspects géographiques de chaque cycle de vie sont significatifs dans l'évaluation des impacts. Ainsi, optimiser la chaîne de valeur en tenant compte des aspects environnementaux, sociaux et économiques de la fabrication du produit dans des régions spécifiques réduirait les impacts environnementaux potentiels du cycle de vie et les risques socio-économiques de la production de Tramadol à partir de 2-MeTHF tout en réduisant l'écart avec le THF. Cependant, ces conclusions et recommandations sont sujettes à plusieurs limitations. Les pratiques agricoles varient considérablement d'une région à l'autre en fonction des spécificités géologiques, physiques et climatiques locales. Un autre niveau de variabilité réside dans les espèces cultivées, dont leurs besoins en terre, en eau et en nutriments peuvent varier considérablement. L'équipement, les pratiques et les besoins énergétiques varient également au niveau de l'exploitation agricole. Affiner l'évaluation pour l'étape de la culture et du traitement des différents types de biomasse serait également pertinent bien que cela impliquerait

un engagement plus important de divers acteurs de la chaîne de valeur du 2-MeTHF pour collecter des données spécifiques et modéliser cette étape pour chaque fournisseur individuellement.

Plus loin dans les étapes du cycle de vie, le processus de production de furfural chinois Huaxia Furfural Technology modifié par Westpro a été utilisé pour modéliser le processus de production de furfural en raison de l'indisponibilité de données sur les processus actuels dans la littérature. Le processus de production de furfural étudié dans cette publication ne semble pas représentatif de l'état de l'art car son rendement (35-50 %) est faible par rapport à d'autres processus (allant de 50 à 85 %), selon Schöppe et al. (2020) [163]. Les besoins en chaleur (~35 kg de vapeur ou 27 kWh/kg de furfural) sont relativement élevés, selon les données fournies par [173]. Par conséquent, nous émettons l'hypothèse que les impacts environnementaux et le coût économique de la production de furfural calculés ici sont conservateurs.

L'inventaire de la dimension sociale est construit sur la base de l'inventaire du cycle de vie environnementale, traduisant les différents processus tirés d'Ecoinvent 3.8 pour correspondre aux processus de PSILCA v3 Worker Hours (version développeur). Certaines étapes du cycle de vie sont agrégées dans un processus global représentant les données sectorielles ou nationales moyennes. Alors que dans la modélisation proposée, la dimension sociale est modélisée grâce à des données génériques, l'évaluation de l'impact social pourrait bénéficier de la modélisation basée sur des données spécifiques des différents intervenants du système à l'étude pour ajuster le modèle, obtenir une meilleure compréhension de la réalité et améliorer la précision de l'évaluation. Selon un expert consulté pour cette étude et en tenant compte de la littérature, les coûts d'entrée identifiés dans le coût du cycle de vie semblent cohérents avec la réalité industrielle, bien que d'autres facteurs déterminent les coûts de production. Le coût du cycle de vie ne tient pas compte de la variabilité du prix du furfural et d'autres matières premières et biens intermédiaires, qui peuvent changer rapidement en raison de facteurs économiques, environnementaux ou sociétaux internes et externes aux chaînes de valeur.

Enfin, il est important de noter que l'incertitude associée à l'utilisation de données génériques n'a pas été évaluée.

3.3.2. À PROPOS DES DIX PRINCIPES POUR L'APPLICATION DE L'ADCV DE LA LIFE CYCLE INITIATIVE

Cette étude de cas a été réalisée en suivant les orientations proposées par les dix principes. La mise en œuvre de chacun de ces principes est discutée dans le Tableau 10 grâce aux critères d'évaluation tirés de la revue de littérature présentée dans le Chapitre 2 et notamment dans le Tableau 2.

Cette ADCV est entièrement alignée sur les Principes 2, 3, 6, 7 et 9, bien que les Principes 1, 4, 5 et 8 soient étiquetés comme ayant un alignement moyen, et le Principe 10 n'est pas mis en œuvre.

L'alignement moyen ou la non-prise en compte des principes sont motivés par :

- La définition des objectifs et du cadre : P5 (et dans une certaine mesure P4)
- Les choix méthodologiques pour P1, P4 et P10
- Les obligations administratives de confidentialité : P8

Tableau 10. Évaluation de l'étude de cas au regard de son alignement avec les dix principes

Principe	Description	Niveau d'alignement d'après les critères de Leroy-Parmentier et al. [101]	Explications	Raisons du non-alignement ou de l'alignement moyen
P1	Comprendre les aires de protection et les mécanismes d'impacts incluant les mécanismes de cause à effet connectant les résultats d'inventaires avec les indicateurs <i>midpoint</i> et <i>endpoint</i> des aires de protection	Moyen	Les méthodes d'évaluation des impacts sélectionnées ne fournissent pas d'indicateurs <i>endpoints</i> . Elles ont été choisies car les résultats d'ADCV sont supposés être utilisés dans une évaluation de la criticité des matières premières basée sur une approche <i>Distance-to-target</i> utilisant les frontières planétaires	Choix méthodologique
P2	Alignement avec les 4 phases de la norme ISO 14040: 2006. L'ADCV doit intégrer la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire du cycle de vie, l'évaluation des impacts du cycle de vie et leur interprétation en ligne avec la norme.	Total	Méthode = Objectif et champ de l'étude Matériel = Inventaire Résultats = Évaluation Discussion = Interprétation	
P3	Complétude: Ce principe s'assure que l'ADCV couvre les trois piliers de la durabilité. De plus, l'ACV, l'ACCV et l'ASCV doivent également être complètes et couvrir toutes les étapes du cycle de vie dans le cadre des frontières du système étudié, justifiant clairement de toute exclusion.	Total	Les trois piliers sont évalués <i>via</i> une approche du berceau à la tombe	
P4	Prise en compte des perspectives des principales parties prenantes	Moyen	Tous les groupes de parties prenantes représentés dans la méthode <i>Social Impact Weighting Method</i> sont considérés puisque la plupart des indicateurs sont pris en compte dans l'évaluation. Uniquement les acteurs de la chaîne de valeur sont considérés dans l'analyse de coûts en cycle de vie car aucune donnée n'a été fournie pour l'évaluation sociétale.	Choix méthodologique et définition des objectif et du champs de l'étude
P5	Prise en compte de l'utilité du produit au-delà de l'unité fonctionnelle (co-bénéfices)	Moyen	L'utilité du produit est mentionnée mais pas approfondie dans la mesure ou des connaissances pharmaceutiques et médicales sont requises, les résultats pouvant également varier d'un cas à l'autre.	Définition des objectif et du champs de l'étude
P6	Matérialité des frontières du système	Total	Les frontières du système ont été définies sur la base de l'ACV et généralisées aux autres piliers.	
P7	Cohérence	Total	Comme mentionné dans le principe 6, les frontières du système ont été définies pour tenir compte des trois piliers et les indicateurs ont été sélectionnés pour éviter les double-comptages et s'assurer de la cohérence de l'étude.	
P8	Transparence	Moyen ++	Les résultats bruts sont disponibles en annexe et les données d'inventaires sont confidentielles	Confidentialité
P9	Communication explicite des compromis	Total		
P10	Attention particulière portée lors de la compensation des impacts négatifs et positifs	Non	Aucun impact positif n'a été considéré dans cette étude	Choix méthodologique

La répartition entre l'alignement complet et l'alignement moyen à nul parmi les principes suit les tendances indiquées dans la revue des cas d'études [101] et présentées dans le 0. L'analyse effectuée ici offre de nouvelles perspectives sur le potentiel de mise en œuvre dans la pratique.

Les principes 1, 4, 5 et 10 avec un alignement moyen à nul sont principalement dus à la modélisation de la dimension sociale grâce sur la base de données PSILCA grâce aux données de l'ACV et de l'ACCV et à la méthode d'évaluation des impacts sociaux intégrée à celle-ci. L'adaptation de ces données pour modéliser le pilier social grâce à PSILCA et à la « *Social Impact Weighting Method* » n'a pas nécessité la définition approfondie d'une utilité du produit (P5) ni de groupe de parties prenantes (P4) puisque les différentes catégories d'impact considérées dans la méthode « *Social Impact Weighting Method* » couvrent les travailleurs, la société, la communauté locale, les acteurs de la chaîne de valeur. En ce qui concerne les mécanismes d'impact et les aires de protection (P1), le choix a été fait d'utiliser des méthodes d'évaluation des impacts basées sur des indicateurs *midpoint*, car les résultats de l'ADCV sont destinés à être comparés à des valeurs cibles dans une future méthode d'évaluation de la criticité utilisant une approche dite « *Distance-to-target* ». Les méthodes d'évaluation des impacts choisies n'ont pas fourni d'indicateurs de catégories d'impact positives (sauf sur NCHH pour le 2-MeTHF M), donc aucune compensation n'a été rendue possible (P10).

Le besoin de données pour modéliser de tels systèmes nécessite une collecte spécifique directement auprès des experts industriels qui restreignent, légitimement, la diffusion d'informations sur les processus pour des raisons de confidentialité industrielle. Cela impacte la transparence et la reproductibilité de l'étude, même si les résultats bruts sont fournis en Annexes.

Si la transparence (P8) est en soi un problème, les mécanismes d'impact (P1), la perspective des parties prenantes (P4), la définition de l'utilité du produit (P5) et la compensation (P10) peuvent être abordés en impliquant les différentes parties prenantes dans toutes les phases de l'ADCV. Identifier les parties prenantes et ouvrir un dialogue avec différents représentants de chaque groupe serait pertinent. Cela permettrait de spécifier l'utilité du produit, restreindre la liste des catégories d'impact

en ne considérant que les problèmes pertinents, et conduire la collecte de données pour la phase d'inventaire du cycle de vie.

Ce dialogue est nécessaire pour permettre des résultats significatifs de l'étude puisque le processus de l'ADCV bénéficie de l'existence préalable de discussions sur les aspects sociaux, économiques et environnementales entre les différentes parties prenantes. Cela peut être envisagé *via* la mise en œuvre de la Responsabilité Sociétale des Entreprises (RSE) [174] ou d'un Système de Management Environnemental (SME) [175].

3.4. CONCLUSIONS

Au-delà de l'évaluation des performances en matière de durabilité des solvants nécessaires pour solvater les milieux de réaction pour produire 1 kg de Tramadol (1) en utilisant les dix principes de l'Initiative Cycle de Vie (2), cette étude a introduit une approche innovante qui intègre les trois dimensions dès la phase d'inventaire (3).

(1) Notre étude a montré que le 2-MeTHF B présente de meilleures performances environnementales en ce qui concerne la solvatisation des milieux de réaction pour produire 1 kg de Tramadol. Cependant, le THF présente de meilleures performances en matière d'aspects socio-économiques. Pour approfondir l'écart entre le 2-MeTHF B, le 2-MeTHF M et le THF en ce qui concerne les impacts environnementaux, la consommation d'énergie doit être optimisée pour chaque étape du cycle de vie en mettant l'accent sur la production de la molécule de plateforme. Les risques sociaux dépendent fortement des aspects géographiques de la chaîne de valeur, qui sont principalement hérités des décisions économiques (c'est-à-dire la réduction des coûts); les optimiser nécessiterait un arbitrage entre les avantages économiques et les conséquences sociales des stratégies d'approvisionnement.

(2) L'ADCV présentée ici a tenté de mettre en œuvre les dix principes de l'Initiative Cycle de Vie. P1, P4, P5 et P8 sont considérés mais ne sont pas pleinement mis en œuvre en raison de choix techniques et méthodologiques, en particulier pour la modélisation et l'évaluation des impacts sociaux. Le passage à une approche standardisée de l'ASCV avec la norme ISO 14075 [176] devrait améliorer significativement la prise en compte de P1, P4 et P5 dans la pratique, car elle tend à

définir une aire de protection de l'ADCV (ou indicateur *endpoint*), tout en ouvrant la voie à la définition de l'utilité du produit et des parties prenantes.

(3) L'intégration des trois dimensions dès la phase d'inventaire est réalisable grâce aux différentes bases de données disponibles. Elle offre une structure harmonisée pour décrire et interpréter les résultats, car les mêmes flux et étapes du cycle de vie sont discutés pour toutes les dimensions. Cela permet de compenser les éventuelles lacunes de données en raison de la confidentialité ou du manque de connaissance. Cela reflète le principe d'"Opérationnalité" pour l'ADCV mentionné par le Projet Orienting [177], permettant l'application de cette méthode à moindre effort ou en tout cas un effort raisonnable.

Cette étude montre également la nécessité d'impliquer différents acteurs dans l'évaluation des performances en matière de durabilité d'un système. Cela améliorerait la pertinence des conclusions et contribuerait à appliquer les principes 4 et 5 de la life Cycle Initiative, car leur perspective et leurs objectifs seraient pris en compte. Par conséquent, les entreprises impliquées dans la bio-économie tireraient profit de la mise en œuvre de systèmes de management environnementale (SME) et d'approches de responsabilité sociétale des entreprises (RSE). Ces démarches permettraient d'insuffler des pratiques plus durables et de créer des opportunités d'amélioration au sein de leurs chaînes de valeur grâce aux informations précises et à jour provenant de l'ADCV.

CHAPITRE 4. ENJEUX DE CRITICITÉ DANS LE CADRE DE LA BIO-ÉCONOMIE : PROPOSITION D'UNE MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA CRITICITÉ

Dans le Chapitre 3, nous avons montré que l'ADCV pouvait être appliquée pour évaluer et comparer de manière conjointe les impacts environnementaux, sociaux et les coûts économiques de produits chimiques bio-sourcés. Malgré des limites associées notamment à la disponibilité des données (*background* et/ou *foreground*), l'ADCV permet d'identifier les transferts d'impacts environnementaux et socio-économiques et ainsi d'orienter la prise de décision pour choisir les différentes matières premières de la biomasse en fonction de leurs externalités.

Cependant, comme introduit dans le Chapitre 1, ces résultats ne permettent pas aux entreprises de prendre la mesure des potentielles ruptures d'approvisionnement des matières premières issues de la biomasse, et ainsi d'évaluer le risque associé aux différentes alternatives afin d'assurer la continuité de leur activité, et favoriser une bio-économie durable.

Dans ce Chapitre, nous proposons une méthode originale d'évaluation de la criticité associée à différentes matières premières issues de la biomasse. Cette méthode considère à la fois la probabilité de rupture d'approvisionnement et la dépendance économique de matières premières biotiques pour les firmes. La construction de la méthode s'appuie sur le cadre conceptuel de l'IRTC présenté dans le Chapitre 1. Ce cadre est adapté afin de prendre en compte les spécificités de la biomasse, notamment en ce qui concerne (i) les déterminants de criticité, c'est-à-dire les facteurs influençant l'approvisionnement de la biomasse, et (ii) la méthode pour les agréger, à partir d'une approche *Distance-to-target*.

Cette méthode d'évaluation de la criticité originale est ensuite discutée au regard des matériaux qu'elle permet d'évaluer, des déterminants, indicateurs, cibles et enjeux sur lesquels elle est construite, de ses données et de leur mise à jour ainsi que de sa transparence. Elle pourra ainsi être appliquée au cas d'étude des solvants bio-sourcés dans le Chapitre 5.

4.1. LEXIQUE

L'évaluation de la criticité des matières premières ne repose pas sur une terminologie consensuelle, au contraire du cadre conceptuel de l'ACV, pour lequel il est possible de se référer aux normes ISO 14040-44. Il apparaît ainsi nécessaire de définir les termes clefs de la méthode présentée dans ce chapitre (Tableau 11).

Tableau 11. Lexique de la méthode d'évaluation de la criticité présentée dans cette thèse

TERME	ACRONYME	DÉFINITION
Ressource naturelle		Une ressource naturelle est un élément, un matériau ou un service fourni par les écosystèmes et présent dans la nature sans action humaine avant d'être transformée dans la technosphère
Matière première	MAT	Une matière première est un matériau produit dans la technosphère par l'activité humaine et utilisé pour la manufacture de biens. Dans le cadre des matières premières issues de la biomasse, on parlera notamment des produits de cultures agricoles et forestières
Molécule plateforme	MOL	Molécule obtenue par la transformation de biomasse et utilisée pour la synthèse de produits chimiques
Triplet	MAT-MOL-P	Représente une molécule plateforme approvisionnée en fonction de la matière première et du pays de production. Les triplets peuvent être combinés de façon à construire des scénarios d'approvisionnement plus complexes.
Criticité des matières premières	CRIT	Mesure conjointe : (i) du risque d'approvisionnement d'une matière première, et (ii) de la dépendance économique à l'égard de cette matière première pour un groupe de parties intéressées défini à une échelle spatio-temporelle définie, ici une firme localisée sur un territoire à un moment donné.
Déterminant	Det	Facteur qui influence la criticité d'une matière première, c'est à dire le risque d'approvisionnement ou la dépendance économique d'une matière première
Indicateur	Ind RA	Élément mesurable permettant de quantifier un déterminant (V)
Déterminants de risque d'approvisionnement	CON	Ensemble des déterminants qui influencent le risque de d'approvisionnement (RA), c'est-à-dire la probabilité de rupture d'approvisionnement sur une chaîne de valeur : les contraintes physiques, économiques et sociétales (CON) augmentent le risque les stratégies d'atténuation (STRAT) réduisent le risque.
Déterminants de dépendance économique	STRAT DE	Ensemble des déterminants qui influencent la vulnérabilité d'une firme face à la rupture d'approvisionnement d'une matière première
Cible	C	Seuil défini sur une base scientifique (Sc), politique (Po), au-delà duquel un déterminant est considéré à risque.
Caractérisation		Comparaison de la valeur (V) de l'indicateur à la cible (C) via une approche <i>Distance-to-target</i> (DtT)
Agrégation		Construction d'un score de criticité pour les matières premières étudiées

4.2. PRÉSENTATION DE LA MÉTHODE

La méthode proposée (Figure 20) vise à évaluer et différencier la criticité de matières premières issues de la biomasse, en mesurant conjointement leur risque d'approvisionnement et la dépendance économique d'une firme à l'égard de cette matière première. La méthode suit le cadre conceptuel défini par l'IRTC, composé de 5 étapes (Figure 7) :

- La définition des **objectifs et du champ de l'étude** permet de positionner l'objectif et le contexte de l'étude en définissant les matériaux à étudier, les conséquences de potentielles ruptures d'approvisionnement, l'établissement de critères clairs concernant les données à collecter pour l'évaluation de la criticité dans les prochaines étapes, en tenant compte de la diversité des matières premières à analyser.
- La **sélection des déterminants de criticité et indicateurs associés** vise à identifier les facteurs influençant la criticité des matières premières issues de la biomasse, et de proposer des indicateurs quantifiant ces facteurs (ou déterminants)
- L'**évaluation des indicateurs** permet de quantifier les indicateurs pour une matière première donnée, associée à un contexte précis (géographique, temporel, type d'application) et les caractérise grâce à une approche *Distance-to-target*.
- L'**agrégation des indicateurs** vise à obtenir (i) un score agrégé de risque d'approvisionnement prenant en compte les contraintes et les stratégies d'atténuation du risque, et (ii) un score agrégé de dépendance économique d'une firme à l'égard des matières premières. Les deux scores agrégés permettent *in fine* de représenter le risque d'approvisionnement et la dépendance économique sur un même graphe.
- L'**interprétation** permet la comparaison de la criticité des différentes matières premières tout en étudiant les principaux déterminants contribuant au risque d'approvisionnement.

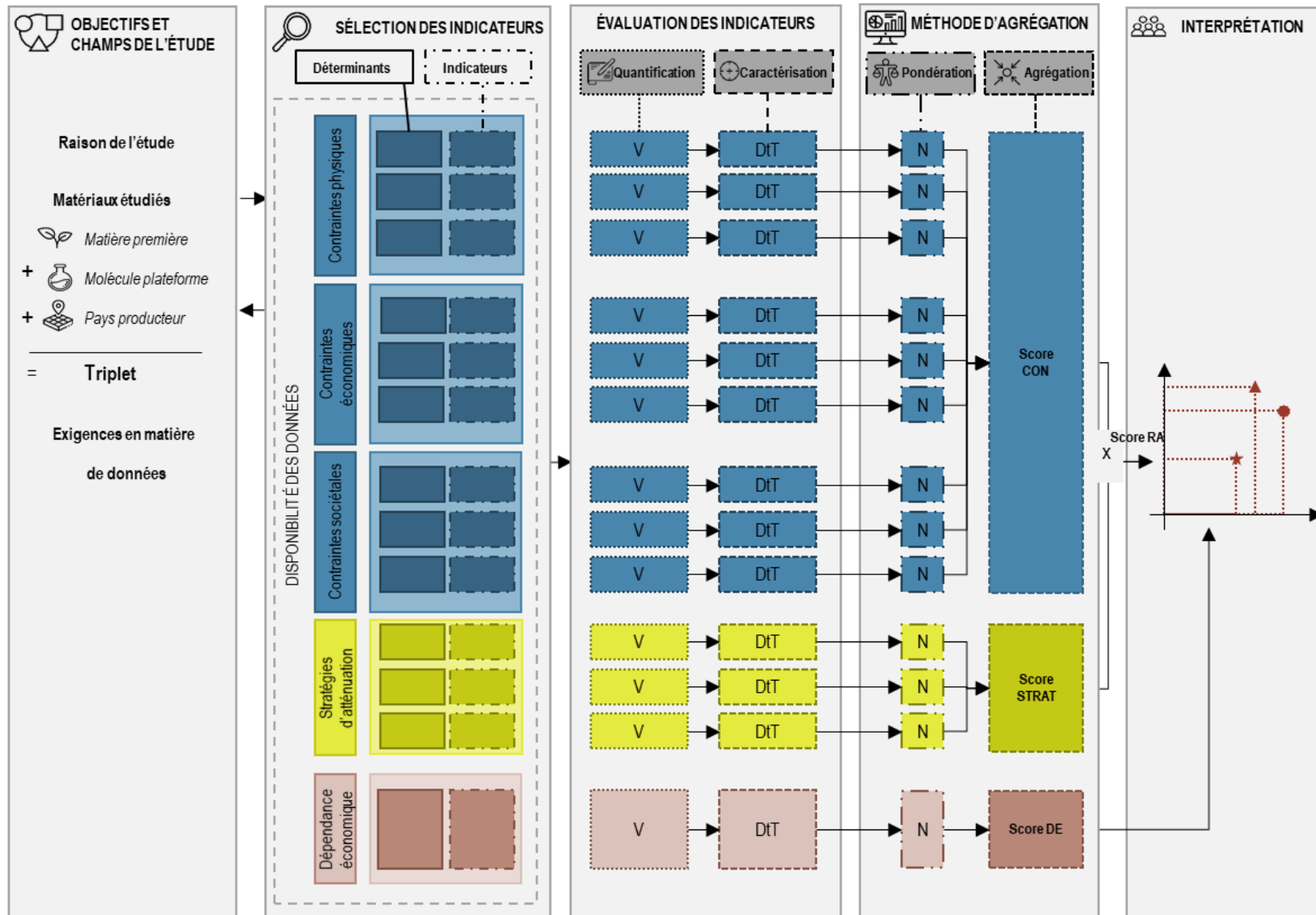


Figure 20. Méthode d'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse

4.2.1. OBJECTIF ET CHAMP DE L'ÉTUDE

Selon l'IRTC, cette première étape vise à :

- Définir précisément l'objectif de l'évaluation de la criticité, en particulier en identifiant les matières premières à comparer.
- Identifier, avec la bibliographie et les parties prenantes, les enjeux liés à ces matières premières, notamment les risques potentiels associés à leur approvisionnement.
- Établir des critères clairs concernant les données à collecter pour l'évaluation de la criticité dans les prochaines étapes, en tenant compte de la diversité des matières premières à analyser.

4.2.1.1. RAISON DE L'ÉTUDE

L'évaluation de la criticité vise à évaluer le risque associé aux différents scénarios d'approvisionnement de façon à limiter ou éviter les potentielles ruptures d'approvisionnement. Ces ruptures peuvent avoir des conséquences importantes sur les firmes. Comme cela a pu être montré dans la littérature, l'enquête met en évidence les problématiques liées à leur image et leur réputation, à des pertes de marché voire à la fermeture d'unité de production.

4.2.1.2. ENJEUX

Ces conséquences peuvent être anticipées en évaluant le **risque d'approvisionnement** et en tachant de l'atténuer pour garantir la continuité des opérations au sein des firmes (Tableau 18).

Différents types de contraintes, constituant des risques, peuvent impacter l'approvisionnement :

- **Les contraintes physiques** en réduisant la quantité de matières premières et/ou de molécule plateforme théoriquement disponibles,
- **Les contraintes économiques** en réduisant la capacité de la firme à accéder à la quantité nécessaire de matières premières et/ou de molécule plateforme une fois mises sur le marché,

- **Les contraintes sociétales** en soumettant la firme à des exigences réglementaires et sociétales concernant les impacts environnementaux et sociaux de matières premières et/ou de molécule plateforme approvisionnées.

Des **stratégies d'atténuation** peuvent être mises en œuvre pour réduire ces risques et anticiper les conséquences importantes qu'ils pourraient avoir sur la firme. Elles passent notamment par la mise en œuvre d'actions visant maintenir autant que possible la capacité de la firme à accéder à la quantité de de matières premières et/ou de molécule plateforme nécessaire et à garantir la continuité des opérations au cas où cela ne serait pas possible, et donc en cas de rupture d'approvisionnement.

4.2.1.3. MATÉRIAUX ÉVALUÉS

Le choix est fait de raisonner sur la combinaison "Matière première issues de la biomasse - Molécule plateforme - Pays" pour évaluer le risque d'approvisionnement du point de vue d'une firme productrice de produits bio-sourcés (tels que les solvants). En effet, comme cela a été montré dans la Figure 3, la production de solvant utilise des molécules plateformes (MOL) pouvant être produites dans différents pays (P) grâce à différentes matières premières (MAT) issus de la biomasse. Ainsi, lorsque les firmes productrices de produits bio-sourcés achètent une même molécule plateforme de différentes sources d'approvisionnement, il est nécessaire de tenir compte de leurs matières premières et des pays de production pour les distinguer et en évaluer le risque d'approvisionnement. Ainsi, l'utilisation du **triplet** « Matière première issue de la biomasse – Molécule plateforme – Pays » ou « **MAT-MOL-P** » rend possible la comparaison de la criticité de différentes sources d'approvisionnement pour un même produit tout en distinguant les déterminants à l'origine des potentielles ruptures d'approvisionnement.

La criticité des triplets est évaluée grâce à des différents **déterminants** composant les contraintes physiques, économiques, sociétales et les stratégies d'atténuation. Ils sont mesurés grâce à des **indicateurs dont les valeurs V** sont collectées auprès de la firme ou de la littérature. Ils sont par la suite caractérisés grâce à une approche *Distance-to-target* qui compare la valeur de chaque indicateur à une **cible (C)**.

Les indicateurs utilisés pour les contraintes physiques et économiques ainsi que pour la dépendance économique sont choisis pour être compris entre deux bornes. Dans

ce cas, le risque est minimal lorsque l'indicateur tend vers 0 et maximal lorsqu'il tend vers la borne supérieure, noté R_{max} (risque maximal).

Les indicateurs des stratégies d'atténuation suivent la même logique. Cependant, leur interprétation varie puisqu'ils n'évaluent pas un risque mais une capacité à atténuer un risque. Ainsi, quand l'indicateur tend vers 0, le risque est réduit par la stratégie évaluée et lorsqu'il tend vers 1, le risque n'est pas atténué.

Les contraintes sociétales qui se réfèrent aux externalités sociales et environnementales des triplets ne peuvent pas être bornées, mais peuvent être associées à des valeurs seuil (C_{seuil}) pour lesquelles le risque devient important.

La mesure de la *distance-to-target* (DtT) est réalisée dans les deux cas par un ratio entre la valeur de l'indicateur et le risque maximal dans le premier cas, ou la valeur seuil dans le second cas.

$$1^{er} \text{ cas : } DtT = \frac{V}{R_{max}}$$

$$2^{nd} \text{ cas : } DtT = \frac{V}{S}$$

Ainsi la valeur de la DtT doit être minimale pour minimiser le risque. Dans le premier cas, la DtT est toujours bornée entre 0 et 1. Dans le second cas (contraintes sociétales), elle peut dépasser la valeur de 1 en cas d'externalités sociales ou environnementales importantes. Cette normalisation diffère de celle proposée par la méthode de calcul EF method présentée dans les sections 3.1.2.1 et 3.2.4. Elle exploite à présent les limites planétaires en identifiant des valeurs seuils rapportées au système étudié.

4.2.2. SÉLECTION DES DÉTERMINANTS, DES INDICATEURS ET DES CIBLES

Cette section vise à présenter les différents déterminants de la criticité des matières premières issues de la biomasse du point de vue des firmes productrices de produits bio-sourcés (tels que les solvants). Après avoir présenté les déterminants et les indicateurs associés, leur cible est positionnée et le R_{max} (ou le seuil) identifié le cas échéant.

4.2.2.1. CONTRAINTES PHYSIQUES

Si l'on adopte le point de vue d'une firme qui fabrique un produit bio-sourcé, un objectif essentiel est de garantir son approvisionnement en matières premières bio-sourcées ou en molécules plateformes. L'approvisionnement peut être impacté par des contraintes physiques décrites grâce aux déterminants suivants et répertoriés dans le Tableau 12 et repris dans le Tableau 18 :

- (1) La production des matières premières issues de la biomasse est contrainte par la **disponibilité en eau** dans la mesure où cette ressource est essentielle à la production agricole et forestière. Ce déterminant est évalué avec l'indicateur AWARE qui permet de quantifier l'eau disponible dans un bassin versant ou un pays donné, avec des valeurs allant de 0 (disponibilité maximale) à 100 (disponibilité minimale). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est l'indice 0. Le Rmax (=100) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.
- (2) De la même manière, les matières premières sont contraintes à l'**accès aux terres**. Ce déterminant est évalué avec l'indicateur Land Stress qui permet de quantifier les terres disponibles dans un pays donné, avec des valeurs allant de 0 (disponibilité maximale) à 1 (disponibilité minimale). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est l'indice 0. Le Rmax (=100) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.
- (3) Dans les pratiques agricoles, il est fréquent de laisser une **partie de la biomasse dans le champ pour l'amendement des sols**. Cela réduit la quantité de matière première exploitée pour la production de molécules plateformes. Ce déterminant est évalué grâce à l'indicateur "Part de la biomasse utilisée pour l'amendement des sols", avec des valeurs allant de 0 (toute la biomasse est exploitée pour la production de molécule plateforme) à 100% (toute la biomasse est laissée au champs pour l'amendement des sols). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est l'indice 0. Le Rmax (=100%) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.
- (4) Les bioraffineries, qu'importe la matière première transformée, ont tendance à fabriquer leur propre énergie de façon à s'affranchir de l'énergie issue des réseaux de distribution classique dont les prix sont fluctuants et à la hausse. La production énergétique en interne est également une source de revenus non négligeables pour les firmes. La **dépendance énergétique du producteur** de molécules plateformes est utilisée comme déterminant de contraintes physiques. En effet, plus la firme est dépendante du réseau de distribution classique, plus elle a de chance de subir des

fluctuations de prix pouvant l'amener à réallouer les matières premières entre la production de molécules plateformes et la production d'énergie en interne. Ainsi, la quantité de molécules plateformes produite peut fluctuer dans le temps. Ce déterminant est évalué grâce à l'indicateur "Part des besoins énergétiques assurés par le réseau de distribution", avec des valeurs allant de 0 (la bioraffinerie est totalement autonome d'un point de vue énergétique) à 100% (la bioraffinerie est dépendante du réseau de distribution). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est l'indice 0. Le R_{max} (=100%) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.

- (5) Une fois cultivées, les matières premières issues de la biomasse sont traitées et transformées de façon à extraire certaines molécules dites d'intérêt pour obtenir des molécules plateformes. Les bioraffineries s'intéressent sélectivement aux fractions carbonées C5 et C6 composant la ligno-cellulose des matières premières issues de la biomasse. La quantité de molécule plateforme obtenue est corrélée à la quantité de molécules d'intérêt présente dans la matière première. Ce déterminant évaluée grâce à la **part de la matière première non utilisable pour l'obtention de la molécule plateforme** (soit $1 - \text{la concentration théorique en molécule d'intérêt dans la matière première}$), avec des valeurs allant de 0 (la matière première est composée exclusivement de molécule d'intérêt) à 100% (la matière première n'est pas composée de molécule d'intérêt). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est l'indice 0. Le R_{max} (=100%) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.
- (6) L'efficacité des procédés de transformation de la matière première en molécule plateforme, *via* l'extraction des molécules d'intérêt, contraint également la quantité de molécules plateformes produites. Ce déterminant est évalué grâce au **rendement théorique du procédé de transformation**, avec des valeurs allant de 0 (le procédé ne permet pas l'obtention de molécules plateforme) à 100% (le procédé de transformation permet d'obtenir la même quantité de molécule plateforme que la quantité des intrants utilisés : il n'y a aucune perte). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est l'indice 100%. La cible est utilisée telle qu'elle pour le calcul de la DtT.
- (7) Enfin, des évènements locaux tels que des **catastrophes naturelles** peuvent dégrader à la fois la quantité et la qualité des matières premières issues de la biomasse du fait des dégâts subis par les cultures mais aussi par les infrastructures impactant la capacité d'accéder aux cultures [178]. Ce déterminant est évalué grâce au score

INFORM RISK avec des valeurs allant de 0 (aucun risque n'est associé aux catastrophes naturelles dans le pays) à 10 (des risques majeurs sont associés aux catastrophes naturelles dans le pays). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est le score 0. Le Rmax (=10) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.

Tableau 12. Déterminants, indicateurs, et cibles des contraintes physiques

DÉTERMINANT	INDICATEUR	UNITÉ	INTERVALLE DES VALEURS	Cible	Rmax
Conflit d'usage de la matière première chez le producteur	Dépendance énergétique du producteur (%)	%	[0;1]	0%	100,0%
	Part de la matière première issue de la biomasse utilisée pour l'amendement du sol (%)	%	[0;1]	0%	100,0%
Quantité de molécules plateformes potentielles	Part de la matière première non utilisable pour l'obtention de la molécule plateforme [1- Concentration théorique en molécule d'intérêt de la matière première (%)]	%	[0 ;1]	0%	100,0%
	Rendement théorique du procédé de transformation de la matière première en molécule plateforme (%)	%	[0 ;1]	0%	100,0%
Disponibilité des terres	Stress terrestre dans le pays de production [179]	Pts	[0 ;1]	0	1
Disponibilité de l'eau	Stress hydrique dans le pays de production [180]	Pts	[0 ;100]	0	100
Catastrophes naturelles dans le pays producteur	Score INFORM dans le pays de production [178]	Pts	[0 ;10]	0	10

4.2.2.2. CONTRAINTES ÉCONOMIQUES

Une fois le triplet produit, l'accès à celui-ci est primordial et des contraintes économiques (Tableau 13 et reprises dans le Tableau 18) entrent en jeu déterminant le prix de la molécule plateforme, en fonction de l'offre et de la demande.

- (1) La **concentration du marché** de matières premières (qui indique le nombre de concurrents et leur pouvoir de marché respectif) modifie la disponibilité physique des matériaux et donc des molécules plateformes et leur prix. En l'absence d'informations sur le nombre de producteurs, elle est approximée grâce à la répartition de la production de la matière première entre les différents pays et donc à l'indice de concentration Herfindahl-Hirschman. Les valeurs sont comprises entre 0 (le marché est en situation de concurrence pure et parfaite, i.e. non concentré) à 10000 (le marché est en situation monopolistique, i.e. très concentré). Nous

estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est le score 0. Le Rmax (=10000) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.

- (2) Les firmes cherchent à anticiper le prix des matières premières afin de garantir leur approvisionnement. La **fluctuation des prix des matières premières** en dehors de la magnitude attendue peut impacter la capacité des firmes à accéder au triplet puisque celles-ci ne pourront pas la compenser. Ce déterminant est estimé par la moyenne des taux de variation annuels du prix à la production entre 2016 et 2022 de la matière première dans le pays considéré dans le triplet :

$$fluct_{prix} = \left| \frac{\sum_{i=2016}^{2022} \frac{V_{i+1} - V_i}{V_i}}{n} \right|$$

Les valeurs n'étant pas bornées, elles sont comprises dans l'intervalle [0;+inf[, la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est estimée à 0. En l'absence d'un Rmax identifié, le seuil arbitraire de 50% est utilisé dans le calcul de la DtT.

- (3) Enfin, **l'instabilité géopolitique et sociale** affecte directement les relations commerciales entre les États et la quantité de matières premières disponibles du fait de potentielles restrictions gouvernementales sur le commerce international (barrières commerciales) [170]. Dans le cas où le triplet n'est pas produit dans le pays où est située la firme, le déterminant est évalué grâce à l'indice de gouvernance mondiale (WGI), sinon, il est arbitrairement fixé à 0. Les valeurs sont comprises entre 0 (grande stabilité géopolitique et sociale) à 100 (grande instabilité géopolitique et sociale). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est le score 0. Le Rmax (=100) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.

Tableau 13. Déterminants, indicateurs, et cibles des contraintes économiques

DÉTERMINANT	INDICATEUR	UNITÉ	INTERVALLE DES VALEURS	Cible	Rmax
Concurrence sur le marché	Répartition de la production de la matière première entre les différents pays (HHI)	Pts	[0,10000]	0	10000
Fluctuation des prix de la matière première	Moyenne des taux de variations annuels du prix à la production de la matière première dans le pays producteur entre 2016 et 2022	%	[0;+inf[0	50%
Instabilité géopolitique et sociale du pays producteur	Indice de gouvernance mondiale du pays producteur (WGI)	Pts	[0,100]	0	100

4.2.2.3. CONTRAINTES SOCIÉTALES

Enfin, les contraintes sociétales (Tableau 14 et reprises dans le Tableau 18) requièrent la mise sur le marché des molécules et des produits aux performances environnementales et sociales acceptables par le grand public tout en respectant les réglementations en vigueur.

En termes de durabilité, le douzième principe des Objectifs de Développement Durable des Nations unies (ODD), "Consommation et production responsables", ouvre la voie à des actions et des réglementations spécifiques à chaque pays en matière de production, de commercialisation et de consommation des matières premières, garantissant ainsi des échanges plus durables à l'avenir.

Ces problématiques prennent de l'ampleur aux yeux du grand public et sont de plus en plus discutées. Une démarche d'**évaluation et de communication des performances sociales et environnementales de la firme** et de ses produits permet de garantir le respect des réglementations et des normes sociétales et de guider les développements futurs tout en maintenant une image et une réputation stable et en évitant le « *greenwashing* ». Cette démarche peut s'appuyer sur les analyses de cycle de vie environnementales et sociales.

Du **point de vue social**, les différentes catégories d'impacts de la méthode de calcul Social Impact Weighting Method sont utilisées comme indicateurs. Les valeurs n'étant pas bornées, elles sont comprises dans l'intervalle $[0; +\infty[$, les cibles pour lesquelles le risque d'approvisionnement est minimal sont estimées à 0 (aucun risque social n'est associé à la production d'un kilogramme de triplet). En l'absence de R_{max} identifiés pour chaque indicateur, le seuil est fixé à $[1 * \text{prix de la molécule plateforme} * \text{quantité approvisionnée, ici } 1,62]$ pour le calcul de la DtT de chacun d'eux.

D'un **point de vue environnemental**, les différentes catégories d'impact de la méthode de calcul Environmental Footprint sont utilisées comme indicateurs. Les valeurs n'étant pas bornées, elles sont comprises dans l'intervalle $[0; +\infty[$, les cibles pour lesquelles le risque d'approvisionnement est minimal sont estimées à 0 (aucun impact environnemental n'est associé à la production d'un kilogramme de triplet).

En l'absence de R_{max} identifiés pour les indicateurs environnementaux, les seuils sont fixés grâce aux limites planétaires [3,181]. Elles couvrent neuf aspects : le changement

climatique, l'intégrité de la biosphère, les perturbations dans les cycles chimiques du phosphate et l'azote, la modification de l'occupation des sols, l'introduction de nouvelles entités dans l'environnement, l'utilisation d'eau douce, la diminution de la couche d'ozone, l'acidification des océans et enfin la concentration des aérosols atmosphériques. Ces limites ont fait l'objet de travaux d'adaptation afin de pouvoir être appliquées aux résultats d'Analyse du Cycle de Vie (ACV), pour évaluer le potentiel de réduction d'impact des systèmes [182,183]. Ainsi Sala et al. ont proposé une adaptation des différents seuils pour les interventions humaines aux catégories d'impact de la méthode de calcul des impacts environnementaux « EF Method ». Ces "tolérances" pour les impacts environnementaux sont définies à l'échelle de la production mondiale. Elles doivent donc être réparties, ou allouées, entre les différentes activités humaines. Pour cela, une normalisation est possible et le calcul de la « valeur tolérée » par système de produit peut être effectué grâce aux travaux de Ryberg et al. [184] et de Wheeler et al. [185]. Pour cela, la tolérance par activité doit être calculée en considérant la valeur produite dans un secteur d'activité par rapport à la valeur produite globalement. Dans le cas de la production de solvant, on considère le secteur Chimie. Ce calcul est présenté en Annexes.

Tableau 14. Déterminants, indicateurs et cibles des contraintes sociétales

DET.	INDICATEUR	UNITÉ	INTERVALE DE VALEURS	CIBLE	Seuil (Pour 1kg de 2-MeTHF)
Conformité aux valeurs sociales	Implication active des firmes dans la corruption	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Système de gestion environnementale certifié	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Travail des enfants, féminin	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Travail des enfants, masculin	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Travail des enfants, total	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Contribution du secteur au développement économique.	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Dépenses de santé	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Valeur ajoutée (totale)	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Flux de migration	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Violations des lois et règlements sur l'emploi	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Fréquence du travail forcé	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Écart salarial entre les sexes	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	risques de conflits	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Biens produits par le travail forcé	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Analphabétisme, féminin	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Analphabétisme, masculin	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Analphabétisme, total	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Droits des peuples autochtones	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Stock de migrants internationaux	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Travailleurs migrants internationaux (dans le secteur/le site)	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Espérance de vie à la naissance	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	salaires équitables	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Promotion de la responsabilité sociale	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Hommes dans la main d'œuvre sectorielles	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Migration nette	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Comportement anticoncurrentiel ou violation de la législation antitrust et anti-monopole	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	mesures de sécurité	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Dépenses d'éducation	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	corruption du secteur public	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	accidents mortels	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	accidents non-mortels	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Droits d'association et de négociation	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Couverture de l'assainissement	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Dépenses de sécurité sociale	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	syndicalisme	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Traffic de personnes	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Chômage	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	femmes dans la main d'œuvre sectorielles	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Nombre d'heures de travail hebdomadaires par employé	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Travailleurs touchés par des catastrophes naturelles	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Analphabétisme des jeunes, féminin	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Analphabétisme des jeunes, masculin	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Analphabétisme des jeunes, total	Med risks hour	[0;+inf]	0	1,62 ^E +00
	Acidification terrestre et aquatique	CTUh	[0;+inf]	0	2,06E-02
	Effets cancérigènes sur la santé humaine	kg CO2 eq	[0;+inf]	0	1,98E-08
Changement climatique	CTUe	[0;+inf]	0	1,40E-01	
Écotoxicité aquatique	kg P eq	[0;+inf]	0	2,33E+00	
Eutrophisation aquatique	kg N eq	[0;+inf]	0	1,20E-04	
Eutrophisation marine	mol N eq	[0;+inf]	0	4,15E-03	
Eutrophisation terrestre	kBq U-235 eq	[0;+inf]	0	1,26E-01	
Radiations ionisantes, HH	Pt	[0;+inf]	0	1,09E+01	
Utilisation de terres	CTUh	[0;+inf]	0	2,62E-01	
Effets non-cancérigènes sur la santé humaine	kg CFC11 eq	[0;+inf]	0	8,46E-08	
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg NMVOC eq	[0;+inf]	0	1,11E-05	
Formation d'ozone photochimique, HH	MJ	[0;+inf]	0	8,40E-03	
Utilisation de ressources, ressources énergétiques	kg Sb eq	[0;+inf]	0	4,62E+00	
Utilisation de ressources, minéraux et métaux	disease inc.	[0;+inf]	0	4,52E-06	
Substances inorganiques inhalées	m3 depriv.	[0;+inf]	0	1,06E-08	
Raréfaction de l'eau	CTUh	[0;+inf]	0	3,75E+00	

4.2.2.4. STRATÉGIES D'ATTÉNUATION DES RISQUES D'APPROVISIONNEMENT

Afin d'anticiper et atténuer les risques liés aux contraintes physiques, économiques et sociétales, la firme peut mettre en place des stratégies (Tableau 15 et reprises dans le Tableau 18) parmi lesquelles :

- La garantie de la **capacité à absorber le surcoût** et maintenir l'accès au triplet grâce à la mobilisation de liquidités. Cette stratégie est évaluée grâce au taux de marge pratiqué par la firme. On considère que le risque est totalement atténué lorsque le taux de marge est égal à 100% et qu'il n'est pas atténué lorsque le taux de marge est égal à 0. Par contrainte mathématique, on utilise la valeur $V = [100\% - \text{taux de marge}]$ et la valeur $R_{\max} = 100\%$ pour le calcul du score DtT. Ainsi si le taux de marge est de 100%, l'atténuation du risque est maximale.
- La **diversification de l'approvisionnement** permettant de contourner les risques en offrant des solutions de repli en cas de rupture de l'approvisionnement d'un des fournisseurs. Elle est approximée grâce à la répartition des sources d'approvisionnement de triplets au sein de l'entreprise et donc à l'indice de concentration Herfindahl-Hirschman appliqué aux parts de marché des différents fournisseurs. Les valeurs sont comprises entre 0 (la firme a une infinité de fournisseurs) à 10000 (la firme a un fournisseur unique). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est le score 0. Le R_{\max} (=10000) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.
- La constitution de **stocks** permet d'absorber les ruptures d'approvisionnement en permettant à la firme d'assurer la continuité des opérations, au moins pendant un certain temps. Elle est estimée par le nombre de jours de production non assurés par le stock dans l'année (soit $365 - \text{nb de jours assurés par le stock dans l'année}$). On considère que le risque est totalement atténué lorsque le nombre de jour non assurés par le stock est égal à 0 et qu'il n'est pas atténué lorsque le nombre de jour non assurés par le stock est égal à 365. Nous estimons que la cible pour laquelle l'atténuation des risques est maximale est le score 0. Le R_{\max} (=365) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.

Tableau 15. Déterminants, indicateurs, cibles et enjeux des stratégies d'atténuation

DÉTERMINANT	INDICATEUR	UNITÉ	INTERVALLE DES VALEURS	CIBLE	R_{\max} /Seuil
-------------	------------	-------	------------------------	-------	-------------------

Capacité à absorber le surcoût	1-Taux de marge	%	[0;100%]	0	100%
Stocks	Nb de jours de production non assurés par le stock	Jours	[0;+inf[+inf	365
Diversification de l'approvisionnement	HHI fournisseurs	Pts	[0;10000]	0	10000

4.2.2.5. DÉPENDANCE ÉCONOMIQUE

La criticité d'une matière première ne naît pas de la probabilité de rupture d'approvisionnement seule mais des effets de celle-ci sur la firme et ses activités. Ainsi, la **dépendance économique** à ce triplet (Tableau 16 et reprise dans le Tableau 18) est au cœur du risque et des enjeux puisque c'est cette caractéristique de la firme qui le rendra critique ou non. Elle est estimée par la part du chiffre d'affaires de la firme basé sur le triplet étudié (exprimée en %). Les valeurs sont comprises entre 0 (la firme n'exploite pas le triplet pour sa production) et 100% (la firme exploite uniquement ce triplet pour sa production). Nous estimons que la cible pour laquelle le risque d'approvisionnement est minimal est le score 0. Le Rmax (=100%) est donc utilisé dans le calcul de la DtT.

Tableau 16. Déterminants, indicateurs, qualité des données, cibles et enjeux des contraintes économiques

DÉTERMINANT	INDICATEUR	UNITÉ	INTERVALLE DES VALEURS	CIBLE	Rmax
Indépendance économique	1-% du CA basé sur la molécule	%	[0,1]	1	-

4.2.3. ENJEUX ASSOCIÉS AUX DIFFÉRENTES COMPOSANTES DE LA CRITICITÉ DES MATIÈRES PREMIÈRES ISSUES DE LA BIOMASSE AUPRÈS DES PRODUCTEURS DE SOLVANTS BIO-SOURCÉS

La liste des déterminants présentée dans la section précédente a, par la suite, été présentée à trois firmes lors d'entretiens semi-directifs réalisés en visioconférence entre janvier et mars 2023 en partenariat avec l'APESA et Aquitaine Chimie Durable (ACD).

L'objectif était de valider cette liste et d'identifier le niveau d'enjeu associé à chaque déterminant pour chacune des firmes. A cela s'ajoutait également un échange autour des potentielles conséquences de ruptures d'approvisionnement sur leurs activités. La trame des entretiens est disponible en Annexes.

Les différentes firmes ayant participé à ces échanges sont présentées ci-dessous :

- DRT (Dérivés résiniques et terpéniques) se spécialise dans la production de dérivés de terpènes, principalement issus d'Amérique du Nord et d'Europe, exploitant pour cela des matières premières forestières.
- Solvay produit des centaines de solvants et notamment des esters. Leur principale source de biomasse provient de la bagasse de canne à sucre, un coproduit de l'industrie sucrière.
- Pennakem est spécialisé dans la transformation de furfural, provenant d'Afrique du Sud, de la République dominicaine et de la Chine avec comme matières premières principales la bagasse de canne à sucre et les rafles de maïs.

Les trois organisations opèrent dans différents secteurs de la chaîne de production de solvants, à la fois en tant que producteurs et utilisateurs de solvants d'origine biologique.

Si les résultats mettent en évidence une variabilité plutôt importante des enjeux perçus par chaque firme (Figure 21), il n'en demeure pas moins que la démarche analytique considérant différents types de contraintes et les déterminants associés semblent pertinents. En effet, les différentes composantes que sont les contraintes physiques, économiques et sociétales, les stratégies d'atténuation et la dépendance économique obtiennent des scores supérieurs ou égaux à 3 pour au moins une des firmes interrogées.

Les firmes interrogées s'entendent tout de même sur les conséquences des ruptures d'approvisionnement à court, moyen et long-terme. En effet, des fermetures de sites productifs ainsi que des risques réputationnels et des pertes de marché sont anticipées.

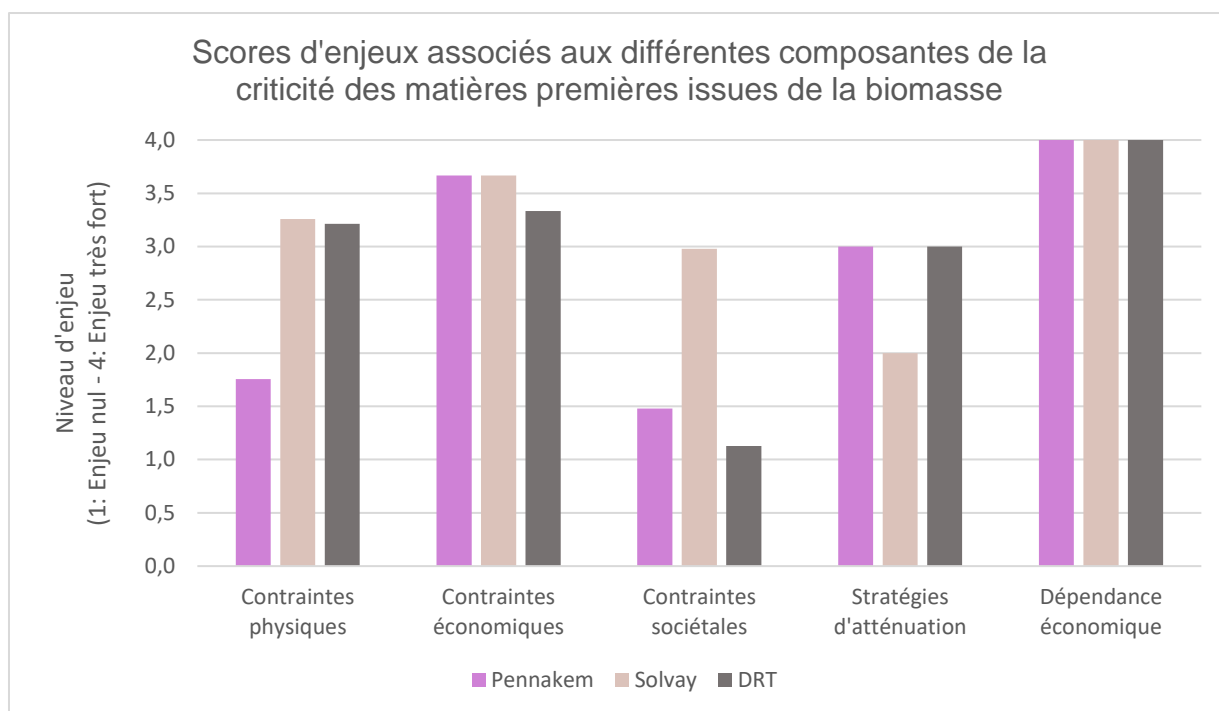


Figure 21. Scores d'enjeux associés aux différentes composantes de la criticité

Etant donné le faible nombre d'entretiens réalisés, aucune pondération globale ne peut être tirée de cette analyse bien que cette approche semble pertinente compte tenu de la variabilité des scores d'enjeu donnés à chaque déterminant. Ainsi, différents jeux de pondération sont proposés d'agréger les indicateurs et comparer aisément les différents triplets.

4.2.4. MÉTHODE D'AGRÉGATION

Cette agrégation peut être réalisée *via* une approche pondérée grâce aux poids des enjeux de chaque indicateur.

(1) Pondération par défaut (N_D - Tableau 17)

Un vecteur d'enjeux par défaut est défini pour considérer des poids égaux ($N=1$) pour les contraintes physiques (C_p), économiques (C_e), les stratégies d'atténuation (STRAT), de la dépendance économique (DE), ainsi que des aspects sociaux (C_{s_s}) traités dans les contraintes sociétales (C_s). Pour le cas des aspects environnementaux (C_{s_e}) traités dans les contraintes sociétales, la pondération du PEF [186] est utilisée puisqu'elle est couramment admise pour la calcul d'un score unique environnemental.

(2) Pondération spécifique (N_{F1} , N_{F2} , N_{F3} - Tableau 17)

La firme évaluant la criticité des matières premières peut faire le choix de spécifier les enjeux pour chacun des indicateurs. Grâce aux entretiens réalisés auprès des firmes, trois vecteurs ont été construits. Les résultats de la pondération spécifique de la firme F3 seront présentés dans le chapitre 5.

En considérant les scores DtT de chaque indicateur i et l'enjeu N qui y est associé, les scores et poids des différentes contraintes (C_p , C_e , C_s et W_p , W_e , W_s) ainsi que le score des stratégies d'atténuation (STRAT) et de dépendance économique (DE) peuvent être calculés comme suit:

Tableau 17. Formules pour l'agrégation des scores DtT

Catégorie	Formule	Description
Contrainte physique	$C_p = \sum \frac{N_{p_i} * DtT_{p_i}}{\sum N_p}$	Score de contraintes physiques : moyenne pondérée des DtT de la catégorie « contraintes physiques »
	$W_p = \sum \frac{N_{p_i}}{\sum n_p}$	Poids des contraintes physiques : moyenne des enjeux de la catégorie « contraintes physiques »
Contrainte économique	$C_e = \sum \frac{N_{e_i} * DtT_{e_i}}{\sum N_e}$	Score de contraintes économiques : moyenne pondérée des DtT de la catégorie « contraintes économiques »
	$W_e = \sum \frac{N_{e_i}}{\sum n_e}$	Poids des contraintes économiques : moyenne des enjeux de la catégorie « contraintes économiques »
Contrainte sociétale	$C_s = \sum \frac{N_{s_i} * DtT_{s_i}}{\sum N_s}$	Score des contraintes sociétales : moyenne pondérée des DtT de la catégorie « contraintes sociétales »
	$W_s = \sum \frac{N_{s_i}}{\sum n_s}$	Poids des contraintes sociétales : moyenne des enjeux de la catégorie « contraintes sociétales »
Total des contraintes	$CONT = C_e * W_e + C_p * W_p + C_s * W_s$	Score CONT : somme pondérée des contraintes physiques, économiques et sociétales
Stratégies d'atténuation	$STRAT = \sum \frac{N_{STRAT_i} * DtT_{STRAT_i}}{\sum N_{STRAT}}$	Score STRAT pour les stratégies d'atténuation : moyenne pondérée des DtT des de la catégorie « stratégies d'atténuation »
Risque d'approvisionnement	$RA = CONT * STRAT$	Score RA : produit de CONT et STRAT
Dépendance économique	$DE = DtT_{DE}$	Score DE : DtT de la dépendance économique

Une fois agrégés, les scores C_p et C_e sont compris entre 0 et 1 mais le score C_s peut dépasser cet intervalle de valeur dans le cas où le produit génère des impacts environnementaux au-delà de l'espace sûr défini par les frontières planétaires, où lorsque les risques sociaux sont au-delà du risque moyen. Il est notable que le score est généralement compris entre 0 et 10. Afin de le rendre comparable aux autres scores en phase de pondération, il est donc divisé par 10.

4.2.5. INTERPRÉTATION

L'interprétation des résultats de criticité des matières premières issues de la biomasse se fait sur la base d'un graphique présentant en abscisse la dépendance économique (DE) et en ordonnée le risque d'approvisionnement (RA) (Figure 22). L'aire obtenue en projetant les coordonnées (DE, RA) de chaque triplet sur leur axe respectif représente la criticité du triplet. Comparer les aires amène à comparer la criticité des différents triplets évalués.

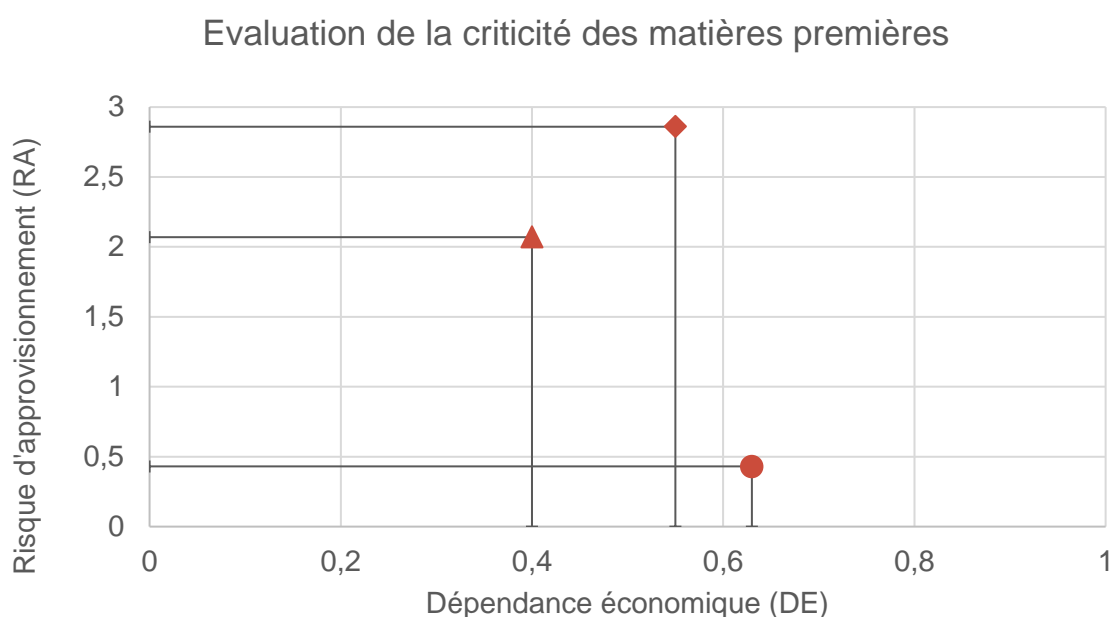


Figure 22. Graphique comparatif de la criticité des triplets

4.3. DISCUSSION

Les sections précédentes ont permis de présenter les cinq phases de la méthode d'évaluation de la criticité des matières premières biotiques développée dans ces travaux et qui sera appliquée au Chapitre 5.

Cette section vise à discuter des matériaux étudiés, de la construction de la méthode d'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse, de la capacité à mettre à jour les données et de la transparence de cette méthode.

4.3.1. MATÉRIAUX ÉTUDIÉS

Le cadre méthodologique est proposé de façon à étudier les matériaux utilisés pour la bio-économie. Il faut cependant noter que certaines données utilisées pour évaluer les

différents indicateurs ne sont pas disponibles pour toutes les matières premières. C'est notamment le cas pour :

- Les matières premières coproduites (ex. bagasse ou rafle de maïs) : les données disponibles sont essentiellement celles de la matière première principale (ici canne à sucre et maïs) et les indicateurs économiques pour les coproduits sont souvent non communiqués.
- Les matières premières forestières dont le prix à la production n'est pas disponible.

4.3.2. CONSTRUCTION DE LA MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA CRITICITÉ DES MATIÈRES PREMIÈRES ISSUES DE LA BIOMASSE

4.3.2.1. DÉTERMINANTS

La liste des déterminants et des indicateurs associés est longue et demande un travail important de recherche d'informations. Les déterminants des contraintes physiques visent à spécifier les risques liés à la culture de la matière première issue de la biomasse propre au triplet étudié. Or, peu de données spécifiques et exhaustives existent pour documenter les pratiques de producteurs en particulier. Ainsi des données moyennées ou extrapolées au niveau national peuvent être utilisées pour évaluer les indicateurs, avec l'incertitude associée. Les données utilisées pour évaluer les contraintes sociétales proviennent d'une ASCV pour les aspects sociaux et d'une ACV pour les aspects environnementaux. On voit dès lors apparaître le défi de l'accès à des données fiables, complètes, et représentatives d'un point de vue technologique et spatio-temporel. Ces limites peuvent être contournées par la participation des parties prenantes concernées à l'évaluation.

4.3.2.2. CIBLES

L'utilisation des cibles permet de normaliser les résultats *via* l'approche *Distance-to-target* et ainsi pouvoir mesurer et évaluer quantitativement chaque indicateur [98]. Identifier des cibles pertinentes est au cœur de cette approche. En l'absence de cibles scientifiques ou politiques (= seuils) pour les différents indicateurs, les cibles sélectionnées sont principalement déduites de l'intervalle des valeurs possibles des indicateurs (0 ou Rmax). Si elles permettent tout de même l'identification de triplets plus ou moins critiques de façon relative (les uns par rapport aux autres), elles ne concluent pas sur la criticité ou non d'un triplet dans l'absolu.

4.3.2.3. ENJEUX

Les enjeux ont été évalués par le biais d'entretiens auprès de trois firmes. Cette enquête, au-delà de confirmer la pertinence des différents déterminants identifiés, a soulevé une variabilité importante de l'évaluation du niveau d'enjeu de chacun des déterminants qui est imputable à la fois à l'échantillon restreint de répondants mais également aux caractéristiques de chaque firme. Ainsi, il semble pertinent de proposer une approche pondérée qui soit spécifique à la firme en considérant ces niveaux d'enjeux.

4.3.2.4. CARACTÉRISATION, PONDÉRATION ET APPROCHE MÉCANISTE

La caractérisation des indicateurs est basée sur une formule de type $DtT = \frac{V}{X}$ avec X, la valeur considérée comme présentant un risque maximal (soit R_{max}) ou un risque important à ne pas dépasser (soit S). La littérature [97,98,187] propose également d'élever au carré ce calcul (i.e. $DtT = \left(\frac{V}{X}\right)^2$) afin de donner plus de poids aux valeurs élevées. Compte tenu de la corrélation des valeurs entre les différents triplets/scénarios, cette seconde approche (i.e. DtT élevée au carré) ne permet pas de les discriminer davantage.

La pondération telle que réalisée dans ces travaux est subjective puisqu'elle n'est pas basée sur une approche mécaniste et caractérisée comme cela peut être le cas en ACV.

L'approche mécaniste de l'ACV (Figure 23), basée sur l'évaluation de dommages *via* des chaînes de causes à effets est transposable aux risques d'approvisionnement et leurs conséquences sur les activités d'une firme. Cependant, devant la variabilité des conséquences possibles d'un même évènement sur différentes firmes en fonction des caractéristiques, des activités, des décisions et en l'absence de littérature spécifique, il est complexe de modéliser la criticité de la sorte.

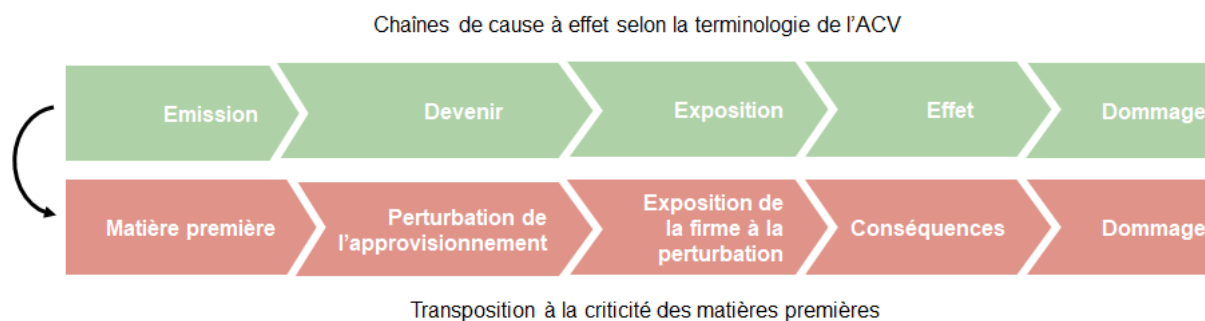


Figure 23. Transposition des chaînes de causes à effets environnementales à la criticité des matières premières (adaptés de travaux non publiés de l'IRTC).

La division par 10 du score C_s , bien qu'arbitraire, est en ligne avec les objectifs de l'Accord de Paris issu de la COP21 visant à limiter le réchauffement climatique à 2°C en réduisant les émissions de gaz à effet de serre en les divisant par 10. Ainsi, cette transformation amène à considérer la situation actuelle comme seuil à ne pas dépasser.

4.3.3. MISE À JOUR PÉRIODIQUE

L'utilisation de bases de données maintenues et complétées de façon périodique telles que celles de la FAO [188], et de la Banque Mondiale [189] permet la mise à jour de l'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse et notamment des aspects liés aux contraintes physiques, économiques et sociétales. Il est tout de même important de noter que les mises à jour de bases de données nationales et internationales étant réalisées de façon annuelle ou pluriannuelle, elles ne couvrent pas les potentielles fluctuations à court-terme.

4.3.4. TRANSPARENCE

La question de la transparence intervient au niveau des données exploitées pour évaluer la criticité des ressources issues de la biomasse (1) mais également au niveau des résultats (2)

(1) Données : accessibilité et confidentialité

Une partie des données utilisées pour évaluer les différents indicateurs sont issues de bases de données publiques et peuvent donc être communiquées sans restriction particulière. Cependant, les données exploitées pour évaluer les contraintes sociétales

ainsi que les stratégies d'atténuation et la dépendance économique revêtent des aspects confidentiels à plusieurs niveaux.

Des informations importantes liées aux caractéristiques et à la gouvernance des firmes sont exploitées pour évaluer les différents indicateurs des stratégies d'atténuation et de la dépendance économique. Ces données sont sensibles et les firmes sont réticentes à les communiquer publiquement car exploitables par la concurrence.

Les contraintes sociétales sont évaluées par le biais d'une ADCV et de la modélisation du cycle de vie des ressources biotiques grâce à des bases de données commerciales. Si les résultats sont communicables en tant que tels, les données d'inventaires peuvent ne pas être communiquées puisque représentatives de processus industriels secrets et les jeux de données dits d'arrière-plan sont couverts par des droits d'utilisation sous licence.

Ces éléments empêchent une transparence totale de l'évaluation de la criticité des ressources issues de la biomasse.

(2) Résultats : caractérisation et pondération

Les scores des différents indicateurs caractérisés par l'approche DtT sont pondérés par une approche par défaut ou spécifique en fonction des enjeux identifiés par la firme. L'agrégation, une fois réalisée, entraîne une perte d'information puisqu'elle combine les contraintes physiques, économiques et sociétales avec les stratégies d'atténuation. Cette perte d'information est à nuancer puisque les valeurs des indicateurs et la distance à leur cible spécifique sont conservées et exploitables pour identifier les principaux contributeurs aux différentes composantes de la criticité.

Tableau 18. Récapitulatif des déterminants, indicateurs et cibles pour l'évaluation des contraintes physiques, économiques et sociétales ainsi que pour les stratégies d'atténuation et pour la dépendance économique (avec Rmax : Valeur pour laquelle le risque est maximal, Nd : Enjeux considérés dans l'approche de pondération par défaut, NF1/NF2/NF3 : Enjeux identifiés par la firme F1/F2/F3 pour l'approche de pondération spécifique)

Catégorie	Déterminant	Indicateur	Unité	Intervalle des valeur	Cible	Rmax	Nd	NF1	NF2	NF3	
Contraintes physiques	Conflit d'usage de la ressource chez le producteur	Dépendance énergétique du producteur (%)	%	[0;1]	0%	100,0%	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	
		Part de la matière première issue de la biomasse utilisée pour l'amendement du sol (%)	%	[0;1]	0%	100,0%	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	
	Quantité de molécules d'intérêt potentielles	Part de la matière première non utilisable pour l'obtention de la molécule plateforme			[0 ;1]	0%	100,0%	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00
		[1- Concentration théorique en molécule d'intérêt de la matière première (%)]		%							
		Rendement théorique du procédé de transformation de la matière première en molécule plateforme (%)		%	[0 ;1]	0%	100,0%	1	2,0	4	4
		Surface dédiée à la culture	Stress terrestre dans le pays de production [168]	Pts	[0 ;1]	0	1	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	4,00E+00
Contraintes économiques	Eau dédiée à la culture	Stress hydrique dans le pays de production [169]	Pts	[0 ;100]	0	100	1,00E+00	1,00E+00	1,00E+00	3,00E+00	
	Catastrophes naturelles dans le pays producteur	Score INFORM dans le pays de production [167]	Pts	[0 ;10]	0	10	1,00E+00	2,00E+00	3,00E+00	1,00E+00	
	Concurrence sur le marché	Répartition de la production de la matière première entre les différents pays (HHI)	Pts	[0,10000]	0	10000	1,00E+00	1,30E+00	2,80E+00	2,50E+00	
	Fluctuation des prix de la matière première	Moyenne des taux de variations annuels du prix à la production de la matière première dans le pays producteur entre 2016 et 2022 (%)		%	[0;+inf[0%	50%	1,00E+00	3,00E+00	4,00E+00	4,00E+00
	Instabilité géopolitique et sociale du pays producteur	Indice de gouvernance mondiale du pays producteur (WGI)		Pts	[0,100]	0	100	1,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	4,00E+00
		Implication active des firmes dans la corruption		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	4,00E+00	3,00E+00	2,00E+00
Contraintes sociétales	Conformité aux valeurs sociales	Système de gestion environnementale certifié		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Travail des enfants, féminin		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
	Travail des enfants, masculin		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00	
	Travail des enfants, total		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00	
	Contribution du secteur au développement économique.		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00	
	Dépenses de santé		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00	
	Valeur ajoutée (totale)		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00	
	Flux de migration		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00	
	Violations des lois et règlements sur l'emploi		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00	
	Fréquence du travail forcé		med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00	

Écart salarial entre les sexes	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
risques de conflits	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Biens produits par le travail forcé	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Analphabétisme, féminin	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Analphabétisme, masculin	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Analphabétisme, total	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Droits des peuples autochtones	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Stock de migrants internationaux	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Travailleurs migrants internationaux (dans le secteur/le site)	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Espérance de vie à la naissance	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
salaire équitable	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Promotion de la responsabilité sociale	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Hommes dans la main d'œuvre sectorielles	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Migration nette	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Comportement anticoncurrentiel ou violation de la législation antitrust et anti-monopole	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
mesures de sécurité	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Dépenses d'éducation	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
corruption du secteur public	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
accidents mortels	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
accidents non-mortels	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Droits d'association et de négociation	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Couverture de l'assainissement	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
Dépenses de sécurité sociale	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
syndicalisme	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00

		Traffic de personnes	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Chômage	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		femmes dans la main d'œuvre sectorielles	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Nombre d'heures de travail hebdomadaires par employé	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Travailleurs touchés par des catastrophes naturelles	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Analphabétisme des jeunes, féminin	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Analphabétisme des jeunes, masculin	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Analphabétisme des jeunes, total	med risks hour	[0;+inf[0	1,62E+00	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Acidification terrestre et aquatique	mol H+ eq	[0;+inf[0	2,06E-02	1,00E+00	2,00E+00	4,00E+00	1,50E+00
		Effets cancérigènes sur la santé humaine	CTUh	[0;+inf[0	1,98E-08	6,20E-02	8,10E-02	2,29E-01	1,24E-01
		Changement climatique	kg CO2 eq	[0;+inf[0	1,40E-01	2,10E-02	2,80E-02	7,90E-02	4,30E-02
		Écotoxicité aquatique	CTUe	[0;+inf[0	2,33E+00	2,11E-01	2,74E-01	7,79E-01	4,21E-01
		Eutrophisation aquatique	kg P eq	[0;+inf[0	1,20E-04	1,90E-02	2,50E-02	7,10E-02	3,80E-02
		Eutrophisation marine	kg N eq	[0;+inf[0	4,15E-03	2,80E-02	3,60E-02	1,04E-01	5,60E-02
		Eutrophisation terrestre	mol N eq	[0;+inf[0	1,26E-01	3,00E-02	3,80E-02	1,10E-01	5,90E-02
		Radiations ionisantes, HH	kBq U-235 eq	[0;+inf[0	1,09E+01	3,70E-02	4,80E-02	1,37E-01	7,40E-02
	Conformité aux valeurs environnementales	Utilisation de terres	Pt	[0;+inf[0	2,62E-01	5,00E-02	6,50E-02	1,85E-01	1,00E-01
		Effets non-cancérigènes sur la santé humaine	CTUh	[0;+inf[0	8,46E-08	7,90E-02	1,03E-01	2,94E-01	1,59E-01
		Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq	[0;+inf[0	1,11E-05	1,80E-02	2,40E-02	6,80E-02	3,70E-02
		Formation d'ozone photochimique, HH	kg NMVOC eq	[0;+inf[0	8,40E-03	6,30E-02	8,20E-02	2,33E-01	1,26E-01
		Utilisation de ressources, ressources énergétiques	MJ	[0;+inf[0	4,62E+00	4,80E-02	6,20E-02	1,77E-01	9,60E-02
		Utilisation de ressources, minéraux et métaux	kg Sb eq	[0;+inf[0	4,52E-06	8,30E-02	1,08E-01	3,08E-01	1,66E-01
		Substances inorganiques inhalées	disease inc.	[0;+inf[0	1,06E-08	7,60E-02	9,80E-02	2,79E-01	1,51E-01
		Raréfaction de l'eau	m3 depriv.	[0;+inf[0	3,75E+00	9,00E-02	1,16E-01	3,32E-01	1,79E-01
	Capacité à absorber le surcoût	1-Taux de marge	%	[0;100%]	0	100%	8,50E-02	1,11E-01	3,15E-01	1,70E-01
Stratégies d'atténuation	Stocks	Nb de jours de production non assurés par le stock	jours	[0;+inf[0	365	1,00E+00	1,00E+00	1,00E+00	1,00E+00
	Diversification de l'approvisionnement	HHI fournisseurs	Pts	[0;10000]	0	10000	1,00E+00	4,00E+00	1,00E+00	4,00E+00
Dépendance économique	Indépendance économique	1-% du CA basé sur la molécule	%	[0,1]	1	-	1,00E+00	4,00E+00	4,00E+00	4,00E+00

CHAPITRE 5. PROPOSITION D'UNE MÉTHODE INTÉGRÉE POUR ÉVALUER LA CRITICITÉ ET LA DURABILITÉ POUR LES PRODUITS DE LA BIO- ÉCONOMIE : LA MÉTHODE LIGNOSUSCRIT

Le chapitre précédent présentait une méthode originale pour l'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse. Le présent chapitre s'intéresse à son application. Ainsi, il analyse les impacts et des risques des produits de la bio-économie en intégrant leurs évaluations dans une méthode originale LignoSusCrit.

Cette méthode s'appuie sur les données et résultats de l'ADCV (Chapitre 3) pour l'application de la méthode originale d'évaluation de la criticité de matières premières issues de la biomasse proposée dans le Chapitre 4.

Dans un premier temps, le cadre méthodologique de la méthode LignoSusCrit est présenté (section 5.1) puis appliqué pour évaluer la criticité des différents triplets et scénarios présentés au Chapitre 3 (sections 5.2 et 5.3).

La systématisation grâce à un outil automatisé permet d'envisager la généralisation de la méthode LignoSusCrit (section 5.4). Elle offre notamment des perspectives pour sa mise en œuvre en entreprise (section 5.5).

5.1. CADRE MÉTHODOLOGIQUE ADOPTÉ DANS LA MÉTHODE LIGNOSUSCRIT

Comme décrit dans la section 1.2.3, l'ADCV et l'évaluation de la criticité se basent sur la structure de la norme ISO 14040, considérant des phases communes

- (1) Définition des objectifs et du champ de l'étude
- (2) Inventaire
- (3) Évaluation
- (4) Interprétation

Sur la base de cette structure commune et en lien avec les travaux du projet Orienting [45], un cadre théorique a été construit (Figure 24) permettant d'intégrer les deux méthodes d'évaluation.

Cette intégration est réalisée en considérant les contributions réciproques entre les deux types de méthode. D'une part, l'ADCV vient nourrir l'évaluation de la criticité grâce aux données et aux résultats qu'elle permet de collecter et de produire. D'autre part, là où la plupart des travaux intègrent la criticité comme indicateur supplémentaire dans l'ADCV, nous choisissons d'intégrer les méthodes d'évaluation de la criticité et d'ADCV dès l'étape de définition des objectifs et du champ de l'étude car les deux se complètent pour offrir une vision globale des risques et des impacts liés aux activités des firmes. En effet, l'ADCV évalue le cycle de vie d'un produit dans des situations dites de statu quo, c'est à dire hors situations dégradées du fait d'évènements extérieurs. S'il est possible de réaliser des études « prospectives » basées sur différents scénarios, il n'en reste pas moins que dans une approche attributionnelle, seulement les impacts potentiels du produit en fonction des scénarios étudiés sont considérés, ignorant les risques potentiels provenant de l'extérieur et pouvant impacter drastiquement l'activité de production ou de transformation et donc le cycle de vie du produit. Ainsi, et dans la mesure où la gestion des risques est au cœur des décisions stratégiques des firmes, nous estimons qu'en matière de risques provenant de l'aval de la chaîne de production, liés à la demande de la firme, l'évaluation de la durabilité est une sous-partie de la question de la criticité, dont l'enjeu principal, identifié dans la littérature et confirmé par les échanges réalisés avec les trois industriels, est le maintien de l'activité dans les unités de production, ce qui à terme peut compromettre la survie de la firme.

En ce qui concerne les risques en amont de la chaîne de production, liés à l'offre de la firme, et qui sont capturés par l'analyse de criticité, il redevient nécessaire de tenir compte de l'évaluation de la durabilité en tant que telle.

Ainsi, et de façon à cartographier au mieux les risques et les impacts des activités d'une firme, les deux études sont menées de façon conjointe et complémentaire selon le cadre théorique proposé dans la Figure 24.

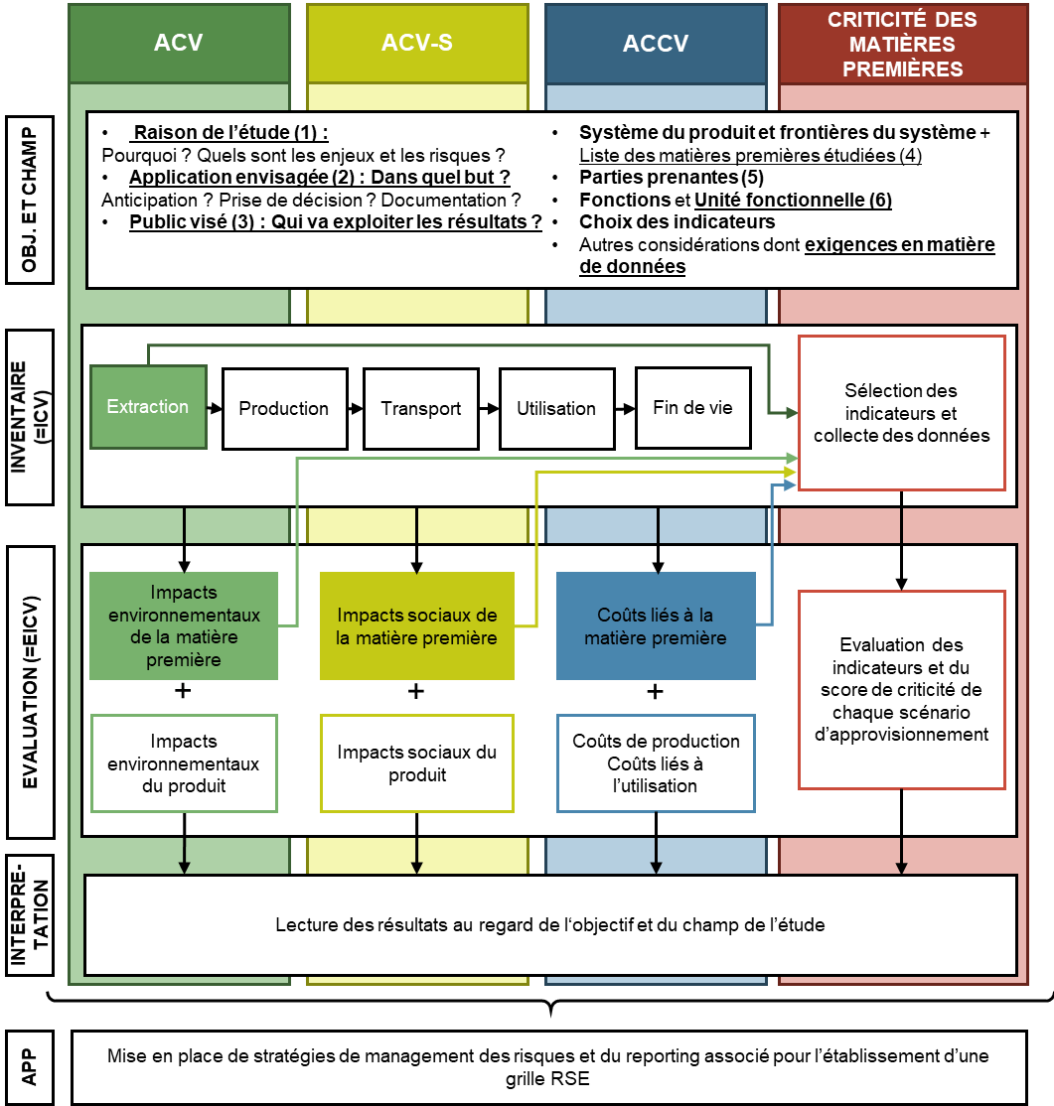


Figure 24. Cadre d'intégration théorique de l'évaluation de la criticité et de la durabilité - LignoSusCrit

Tout d'abord, les objectifs et le champ de l'étude sont définis. Au regard de cette première phase et de la disponibilité des données, les indicateurs sont sélectionnés au cours d'une étape assimilée à la phase d'inventaire du cycle de vie. Par la suite, ils

sont évalués et potentiellement agrégés puis interprétés pour répondre aux objectifs de l'étude.

La structure commune de l'ADCV et de l'évaluation de la criticité [41,45,46,90] permet d'envisager l'intégration des deux types d'évaluation bien que cela nécessite des adaptations en matière de données puisque certains éléments sont considérés dans l'une mais pas dans l'autre et certains indicateurs peuvent être en doublon.

Après la définition commune des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire du cycle de vie est réalisé en distinguant chaque étape afin que, lors de l'évaluation des impacts environnementaux, sociaux et économiques du cycle de vie, il soit possible de désagréger aisément les contributions liées aux matières premières. Dès lors, il est possible d'évaluer les différents types d'impacts selon les catégories d'impacts identifiées pour l'ADCV et d'interpréter les résultats au vu des objectifs et du champ de l'étude.

En parallèle de ces travaux, il est nécessaire d'identifier et de sélectionner les indicateurs pour l'évaluation de la criticité des matériaux étudiés. Différentes listes d'indicateurs existent et peuvent être adaptées aux besoins spécifiques du cas d'étude et aux données disponibles. Certains indicateurs pourront être évalués grâce à des données d'inventaire de l'ADCV, tandis que d'autres se nourriront des résultats de l'ADCV.

Une fois évalués et agrégés (ou non), les résultats de la criticité de chacune des matières premières étudiées pourront être interprétés au regard des objectifs et du champ de l'étude.

Les prochaines sections s'intéressent à l'implémentation d'une telle approche pour le cas d'étude présenté dans le Chapitre 3. Ainsi, nous comparerons les différents scénarios d'approvisionnement en furfural pour la production du 2-MeTHF B et C en utilisant la méthode d'évaluation de la criticité présentée dans le Chapitre 4.

5.2. ÉVALUATION DES INDICATEURS POUR LA PRODUCTION DE 2-METHF B ET C

5.2.1. DÉFINITION DE L'OBJECTIF ET DU CHAMP DE L'ÉTUDE

Chaque élément de la définition des objectifs et du champ de l'étude sont identifiés dans le texte par les numéros suivants :

- (1) Raison de l'étude, enjeux et risques identifiés**
- (2) Application envisagée**
- (3) Audience visée**
- (4) Triplets et scénarios**
- (5) Parties prenantes**
- (6) Unité fonctionnelle**

Comme décrit dans le chapitre 3, l'ADCV vise à évaluer et comparer les aspects environnementaux et socio-économiques associés à la production de Tramadol à partir de deux solvants, le 2-MeTHF et le THF, dans le but de fournir des informations aux producteurs et utilisateurs de ces solvants pour évaluer la pertinence de choix de substitution d'un solvant bio-sourcé à un solvant pétro-sourcé tout en identifiant des pistes d'amélioration.

Dans la mesure où le 2-MeTHF peut être obtenu à partir de diverses sources de biomasse, celles-ci font également l'objet d'une comparaison, considérant d'un côté le 2-MeTHF produit à partir de bagasse et de l'autre le 2-MeTHF produit à partir de rafle de maïs. L'utilisation de ces différents types de biomasse et la substitution de la bagasse à la rafle de maïs du fait d'enjeux économiques et sociétaux tels qu'ils se sont posés chez Pennakem pose la question de la criticité et du choix d'un approvisionnement stable et durable **(1 - Raison de l'étude, enjeux et risques identifiés)**.

L'entrevue réalisée avec la firme a mis en évidence la considération d'enjeux spécifiques pour chaque déterminant (Tableau 19).

Tableau 19. Identification des enjeux liés aux déterminants de la criticité des matières premières issues de la biomasse

DÉTERMINANT	ENJEU
(In)dépendance économique	4
Conflit d'usage de la ressource chez le producteur	2
Quantité de molécules d'intérêt potentielles	2
Surface dédiée à la culture	1
Eau dédiée à la culture	2
Catastrophes naturelles dans le pays producteur	1,3
Concurrence sur le marché	3
Fluctuation des prix de la matière première	4
Instabilité géopolitique et sociale du pays producteur	4
Conformité aux valeurs sociales	2
Conformité aux valeurs environnementales	1,4
Capacité	1
Stocks	4
Diversification de l'approvisionnement	4

Ainsi, l'évaluation de la criticité présentée dans ce chapitre vise à guider la sélection des matières premières et d'aider l'entreprise (**3 - Audience visée**) à comprendre et anticiper les risques associés aux ressources ligno-cellulosiques sélectionnées utilisées pour la production du 2-MeTHF (**2 - Application envisagée**).

Nous allons donc nous intéresser uniquement au solvant bio-sourcé en adoptant le point de vue de son producteur (**5 - Parties prenantes**). Afin de permettre la comparaison des résultats de criticité des différents scénarios d'approvisionnement de molécule plateforme tout en exploitant les données d'inventaires et résultats d'impacts de l'ADCV, il est nécessaire de recentrer l'unité fonctionnelle (**6 - Unité fonctionnelle**) sur le produit de la firme étudiant la criticité : « Produire 1kg de 2-MeTHF ».

En considérant les frontières du système définies dans le chapitre 3, et dans la mesure où de nombreuses étapes entre le 2-MeTHF B et C sont similaires, il est possible de simplifier le cycle de vie pour ne tenir compte que des premières étapes de celui-ci, c'est-à-dire la culture et le traitement de la biomasse, sa transformation en molécule plateforme (i.e., le furfural), ainsi que le transport de cette molécule plateforme jusqu'à l'usine de production du solvant.

Ainsi évaluerons-nous la criticité potentielle des triplets Ressource-Pays-Molécule plateforme suivants (**4 - Triplets et scénarios**):

- Bagasse – Afrique du Sud – Furfural, nommé **B_ZAF_F** dans la suite du chapitre ;
- Bagasse – République Dominicaine – Furfural, nommé **B_DOM_F** dans la suite du chapitre ;

- Rafle de maïs – Chine – Furfural, nommé **C_CHN_F** dans la suite du chapitre.

Les triplets sont par la suite combinés pour donner des scénarios représentatifs de l'approvisionnement de matières premières pour l'entreprise Pennakem :

- 2-MeTHF B produit à partir de furfural de bagasse en provenance pour 50% d'Afrique du Sud, et 41% de République Dominicaine, ainsi que de furfural de maïs chinois à hauteur de 9%, nommé **2-MeTHFB** dans la suite du chapitre;
- 2-MeTHF M produit à partir de rafle de maïs en provenance de Chine, nommé **2-MeTHFC** dans la suite du chapitre.

5.2.2. INVENTAIRE

L'évaluation de la criticité des scénarios d'approvisionnement de furfural pour « Produire 1kg de 2-MeTHF » se base sur la liste de déterminants et d'indicateurs proposés dans le Chapitre 4.

L'utilisation de diverses bases de données, ainsi que des données d'inventaires et des résultats d'impacts de l'ADCV, permet de renseigner les valeurs de chacun des indicateurs.

- Contraintes physiques

Les valeurs des indicateurs liés aux contraintes physiques sont présentées dans le Tableau 20.

Les informations relatives aux conflits d'usages chez le producteur (Dépendance énergétique du producteur et Part de la matière première issue de la biomasse utilisée pour l'amendement du sol) sont collectées directement auprès du fournisseur de matières premières issues de la biomasse.

La quantité de molécules d'intérêt potentielles est évaluée grâce à la part de la matière première non utilisable pour l'obtention de la molécule plateforme et au rendement théorique du procédé de transformation de la matière première en molécule plateforme. Ces informations, provenant respectivement du premier et du second élément du triplet, sont collectées à partir de la littérature et/ou de mesures directes chez le producteur de molécule plateforme. Dans le cas présent, ces informations, présentées dans le Tableau 20, sont obtenues de Zabed et al. [190] et Kuhad et al.

[191] pour la concentration théorique en hémicellulose et de Schöppe et al. [163] pour le rendement théorique du procédé de transformation de la biomasse.

La quantité de biomasse produite dépend de la disponibilité en terres et en eau. La surface disponible pour la culture est approximée par l'indicateur « Land Stress » des travaux de Deteix et al. [91] et l'eau disponible pour la culture est approximée par l'indicateur de stress hydrique de la méthode de calcul d'impact AWARE [180]. Ces éléments sont évalués à l'échelle du pays mentionné dans le triplet.

Enfin, les catastrophes naturelles pouvant impacter la production de biomasse et/ou de molécules plateformes sont renseignées. Des bases de données nationales et internationales comme la base de données INFORM existent et informent sur les risques associés aux catastrophes naturelles dans le pays producteur mentionné dans le triplet.

Tableau 20. Évaluation des contraintes physiques pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec Rmax : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important)

Déterminant	Indicateur	Unité	Rmax Ou Seuil	Triplet			Scénario	
				B_ZAF_F	B_DOM_F	C_CHN_F	2-MeTHF-B	2-MeTHF-C
Conflit d'usage de la matière première chez le producteur	Dépendance énergétique du producteur (%)	%	100,0%	10,0%	52,0%	50,0%	30,8%	50,0%
	Part de la matière première issue de la biomasse utilisée pour l'amendement du sol (%)	%	100,0	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Quantité de molécules d'intérêt potentielles	Part de la matière première non utilisable pour l'obtention de la molécule plateforme [1- Concentration théorique en molécule d'intérêt de la matière première (%)]	%	100,0%	78,0%	78,0%	63,0%	76,7%	63,0%
	Rendement théorique du procédé de transformation de la matière première en molécule plateforme (%)	%	100,0%	43,0%	43,0%	43,0%	43,0%	43,0%
Surface dédiée à la culture	Stress terrestre dans le pays de production [168]	Pts	1	0,12	0,34	0,25	0,219	0,25
Eau dédiée à la culture	Stress hydrique dans le pays de production [169]	Pts	100	57,94	7,39	42,47	35,82	42,47
Catastrophes naturelles dans le pays producteur	Score INFORM dans le pays de production [167]	Pts	10	4,50	4,10	3,00	4,201	3

- Contraintes économiques

La concurrence sur le marché est déterminée en calculant l'indice Herfindahl-Hirschman de la production de la matière première mentionnée dans le triplet en fonction des pays producteurs. Ainsi, cette valeur offre une approximation de la concentration du marché.

Les fluctuations des prix à la production des matières premières par pays sont estimées grâce à la moyenne des taux de variation annuelle sur la période 2016-2022.

Enfin, l'instabilité géopolitique et sociale du pays producteur mentionné dans le triplet est identifiée grâce à l'indice de gouvernance mondiale de la Banque Mondiale [192].

Tous ces indicateurs sont présentés dans le Tableau 21.

Tableau 21. Évaluation des contraintes économiques pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec Rmax : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important)

Déterminant	Indicateur	Unité	Rmax Ou Seuil	Triplet			Scénario	
				B_ZAF_F	B_DOM_F	C_CHN_F	2-MeTHF-B	2-MeTHF-C
Concurrence sur le marché	Répartition de la production de la matière première entre les différents pays (HHI)	Pts	10000	1862,60	1862,60	1426,86	1823,38	1426,86
Fluctuation des prix de la matière première	Moyenne des taux de variations annuels du prix à la production de la matière première dans le pays producteur entre 2016 et 2022 (%)	%	50%	9,9%	18,0%	11,6%	13,37%	11,64%
Instabilité géopolitique et sociale du pays producteur	Indice de gouvernance mondiale du pays producteur (WGI)	Pts	100	56,98	45,23	45,16	51,0987	45,16

- Contraintes sociétales

Les valeurs pour les indicateurs des contraintes sociétales pour chacun des triplets sont identifiées dans les résultats de l'ADCV et présentées dans le Tableau 22. Elles dépendent à la fois de la matière première, de la molécule et du pays mentionnés dans le triplet.

Tableau 22. Évaluation des contraintes sociétales pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec Rmax : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important)

Det.	Indicateur	Unité	Rmax Ou Seuil	Triplet			Scénario	
				B_ZAF_F	B_DOM_F	C_CHN_F	2-MeTHF-B	2-MeTHF-C
Conformité aux valeurs sociétales	Implication active des firmes dans la corruption	med risks hour	1,62E+00	2,06E+00	3,32E-01	5,66E-02	1,17E+00	5,66E-02
	Système de gestion environnementale certifié	med risks hour	1,62E+00	6,64E+00	4,91E-01	8,11E-02	3,53E+00	8,11E-02
	Travail des enfants, féminin	med risks hour	1,62E+00	9,60E+00	4,39E-01	2,67E+00	5,22E+00	2,67E+00
	Travail des enfants, masculin	med risks hour	1,62E+00	1,01E+01	3,67E-01	2,82E+00	5,44E+00	2,82E+00
	Travail des enfants, total	med risks hour	1,62E+00	9,32E+00	4,32E-01	2,64E+00	5,07E+00	2,64E+00
	Contribution du secteur au développement économique.	med risks hour	1,62E+00	2,49E-01	1,48E-01	9,18E-01	2,68E-01	9,18E-01
	Dépenses de santé	med risks hour	1,62E+00	1,61E+00	2,75E-01	3,47E+00	1,23E+00	3,47E+00
	Valeur ajoutée (totale)	med risks hour	1,62E+00	4,09E+00	7,02E-01	3,59E-01	2,36E+00	3,59E-01
	Flux de migration	med risks hour	1,62E+00	1,20E-01	8,96E-02	1,02E-01	1,06E-01	1,02E-01
	Violations des lois et règlements sur l'emploi	med risks hour	1,62E+00	5,84E-01	1,38E+00	2,61E+01	3,21E+00	2,61E+01
	Fréquence du travail forcé	med risks hour	1,62E+00	2,16E-03	4,12E-03	3,00E-03	3,04E-03	3,00E-03
	Écart salarial entre les sexes	med risks hour	1,62E+00	7,29E+00	3,62E+00	7,37E-02	5,14E+00	7,37E-02
	risques de conflits	med risks hour	1,62E+00	1,07E+00	1,36E-01	3,35E-01	6,19E-01	3,35E-01
	Biens produits par le travail forcé	med risks hour	1,62E+00	1,55E-02	7,76E-03	8,75E-02	1,88E-02	8,75E-02
	Analphabétisme, féminin	med risks hour	1,62E+00	9,32E-01	2,18E-01	4,51E-01	5,96E-01	4,51E-01
	Analphabétisme, masculin	med risks hour	1,62E+00	6,29E-01	2,06E-01	1,84E-01	4,15E-01	1,84E-01
	Analphabétisme, total	med risks hour	1,62E+00	6,32E-01	2,01E-01	4,17E-01	4,36E-01	4,17E-01
	Droits des peuples autochtones	med risks hour	1,62E+00	1,43E-01	5,80E-02	5,31E-01	1,43E-01	5,31E-01
	Stock de migrants internationaux	med risks hour	1,62E+00	2,55E-01	9,49E-02	6,07E-02	1,72E-01	6,07E-02
	Travailleurs migrants internationaux (dans le secteur/le site)	med risks hour	1,62E+00	7,12E-02	1,70E-02	7,07E-02	4,89E-02	7,07E-02
	Espérance de vie à la naissance	med risks hour	1,62E+00	9,23E+00	4,96E-02	2,61E-02	4,64E+00	2,61E-02
	salaire équitable	med risks hour	1,62E+00	1,20E+01	5,69E+00	2,65E+01	1,07E+01	2,65E+01
	Promotion de la responsabilité sociale	med risks hour	1,62E+00	1,90E+00	3,29E+00	3,35E+00	2,63E+00	3,35E+00
	Hommes dans la main d'œuvre sectorielles	med risks hour	1,62E+00	3,18E-03	9,44E-04	2,77E-03	2,23E-03	2,77E-03
	Migration nette	med risks hour	1,62E+00	3,04E-03	2,30E-03	3,41E-03	2,77E-03	3,41E-03
	Comportement anticoncurrentiel ou violation de la législation antitrust et anti-monopole	med risks hour	1,62E+00	1,69E-01	5,26E-01	2,03E-01	3,19E-01	2,03E-01
	mesures de sécurité	med risks hour	1,62E+00	1,86E-01	1,94E-01	1,41E+01	1,44E+00	1,41E+01
	Dépenses d'éducation	med risks hour	1,62E+00	1,17E-02	7,35E-03	3,36E-02	1,19E-02	3,36E-02
	corruption du secteur public	med risks hour	1,62E+00	1,09E+01	4,60E+00	2,63E+01	9,68E+00	2,63E+01
	accidents mortels	med risks hour	1,62E+00	1,08E-02	4,47E-03	2,63E-02	9,63E-03	2,63E-02
	accidents non-mortels	med risks hour	1,62E+00	1,52E-01	1,06E-01	3,40E-02	1,23E-01	3,40E-02
	Droits d'association et de négociation	med risks hour	1,62E+00	3,27E-01	2,30E-01	2,83E+01	2,80E+00	2,83E+01
	Couverture de l'assainissement	med risks hour	1,62E+00	1,34E+00	6,55E-01	2,65E+00	1,18E+00	2,65E+00
	Dépenses de sécurité sociale	med risks hour	1,62E+00	1,59E+00	5,85E-01	2,80E+00	1,29E+00	2,80E+00
	syndicalisme	med risks hour	1,62E+00	1,87E+00	4,73E+00	6,08E-01	2,93E+00	6,08E-01
	Traffic de personnes	med risks hour	1,62E+00	1,58E+00	3,30E-01	2,60E+01	3,27E+00	2,60E+01
	Chômage	med risks hour	1,62E+00	9,21E+00	5,28E-02	3,12E-02	4,63E+00	3,12E-02
	femmes dans la main d'œuvre sectorielles	med risks hour	1,62E+00	4,83E-01	6,73E-02	3,07E-02	2,72E-01	3,07E-02
	Nombre d'heures de travail hebdomadaires par employé	med risks hour	1,62E+00	7,49E-02	5,15E-02	2,66E-01	8,26E-02	2,66E-01
	Travailleurs touchés par des catastrophes naturelles	med risks hour	1,62E+00	6,99E-02	3,88E-02	2,61E+00	2,86E-01	2,61E+00
	Analphabétisme des jeunes, féminin	med risks hour	1,62E+00	1,04E-01	3,20E-02	7,58E-02	7,20E-02	7,58E-02
	Analphabétisme des jeunes, masculin	med risks hour	1,62E+00	1,07E-01	2,60E-02	7,02E-02	7,04E-02	7,02E-02
	Analphabétisme des jeunes, total	med risks hour	1,62E+00	1,09E-01	2,70E-02	7,41E-02	7,23E-02	7,41E-02
	Acidification terrestre et aquatique	mol H+ eq	2,06E-02	1,23E-02	2,17E-02	3,16E-02	1,79E-02	3,16E-02
	Effets cancérogènes sur la santé humaine	CTUh	1,98E-08	1,31E-08	1,28E-08	2,21E-08	1,38E-08	2,21E-08
Changement climatique	kg CO2 eq	1,40E-01	1,23E+00	1,35E+00	2,42E+00	1,39E+00	2,42E+00	
Écotoxicité aquatique	CTUe	2,33E+00	1,23E+01	3,29E+00	1,52E+01	8,85E+00	1,52E+01	
Eutrophisation aquatique	kg P eq	1,20E-04	2,40E-04	2,12E-04	3,50E-04	2,38E-04	3,50E-04	
Eutrophisation marine	kg N eq	4,15E-03	4,38E-03	1,62E-03	8,19E-03	3,59E-03	8,19E-03	
Eutrophisation terrestre	mol N eq	1,26E-01	4,82E-02	1,77E-02	9,17E-02	3,96E-02	9,17E-02	
Radiations ionisantes, HH	kBq U-235 eq	1,09E+01	8,73E-02	5,42E-02	1,20E-01	7,66E-02	1,20E-01	
Utilisation de terres	Pt	2,62E-01	1,04E+01	5,30E+00	4,61E+01	1,15E+01	4,61E+01	
Effets non-cancérogènes sur la santé humaine	CTUh	8,46E-08	6,06E-07	4,35E-07	2,43E-07	5,04E-07	2,43E-07	
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq	1,11E-05	1,86E-07	1,37E-07	3,11E-07	1,77E-07	3,11E-07	
Formation d'ozone photochimique, HH	kg NMVOC eq	8,40E-03	1,29E-02	4,96E-03	1,79E-02	1,01E-02	1,79E-02	
Utilisation de ressources, ressources énergétiques	MJ	4,62E+00	1,59E+01	1,70E+01	2,98E+01	1,76E+01	2,98E+01	
Utilisation de ressources, minéraux et métaux	kg Sb eq	4,52E-06	2,00E-05	1,73E-05	2,16E-05	1,90E-05	2,16E-05	
Substances inorganiques inhalées	disease inc.	1,06E-08	3,63E-07	2,09E-07	3,57E-07	2,99E-07	3,57E-07	
Raréfaction de l'eau	m3 depriv.	3,75E+00	4,92E-01	4,74E-01	2,25E+00	6,43E-01	2,25E+00	

- Stratégies d'atténuation

L'évaluation des stratégies d'atténuation est présentée dans le Tableau 23.

Ces données sont spécifiques à la firme et doivent être renseignées par le praticien. Dans la mesure où les informations nécessaires à l'évaluation des stratégies d'atténuation n'ont pas pu être collectées auprès de l'industriel du fait de la confidentialité de ces données, le choix a été fait de raisonner avec les mêmes informations entre tous les triplets.

La valeur du taux de marge est donc fixée à 100% de façon à obtenir une valeur d'indicateur égale à 0 et donc un score de DtT minimal (DtT = 0). Le même raisonnement est utilisé pour le nombre annuel de jours non assurés par le stock, l'indicateur est fixé à 0, donnant une DtT=0.

Enfin, afin d'estimer la diversité de l'approvisionnement, nous considérons que chaque triplet est approvisionné depuis un seul fournisseur, justifiant un HHI de 10000. Le 2-MeTHFC étant basé uniquement sur le triplet C_CHN_F, il hérite de son HHI. En revanche, le scénario 2-MeTHFB étant basé à 50% sur B_ZAF_F, 41% sur B_DOM_F et 9% sur C_CHN_F, il obtient un HHI de 4262.

Tableau 23. Évaluation des stratégies d'atténuation pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec Rmax : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important)

Déterminant	Indicateur	Unité	Rmax Ou seuil	Triplet			Scénario	
				B_ZAF_F	B_DOM_F	C_CHN_F	2-MeTHF-B	2-MeTHF-C
Capacité à absorber le surcoût	1-Taux de marge	%	100%	0	0	0	0	0
Stocks	Nb de jours de production non assurés par le stock dans l'année [=365-nb de jours assurés par le stock dans l'année]	Jours	365	0	0	0	0	0
Diversification de l'approvisionnement	HHI fournisseurs	Pts	10000	10000	10000	10000	4262	10000

- Dépendance économique

La dépendance économique est une caractéristique de la firme étudiant la criticité des matières premières et des scénarios d'approvisionnement. Il s'agit de la part de chiffre d'affaire basée sur le triplet ou le scénario considéré. C'est également une donnée interne à la firme qui doit être renseignée spécifiquement par le praticien. Dans le cas présent, elle a été fixée de façon à considérer le 2-MeTHF comme unique produit de

l'entreprise, avec les triplets et les scénarios comme unique source d'approvisionnement, entraînant une part de chiffre d'affaires basé sur l'approvisionnement de triplet/scénario de 100% (Tableau 24).

Tableau 24. Évaluation de la dépendance économique pour produire 1kg de 2-MeTHF (avec Rmax : Valeur pour laquelle le risque est maximal et Seuil : Valeur au-delà le risque est considéré comme important)

Déterminant	Indicateur	Unité	Rmax ou Seuil	Triplet			Scénario	
				B_ZAF_F	B_DOM_F	C_CHN_F	2-MeTHF-B	2-MeTHF-C
Indépendance économique	1-% du CA basé sur la molécule	%	100%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

5.3. RÉSULTATS DE LIGNOSUSCRIT

5.3.1. SCORES DE CRITICITÉ VIA LA PONDÉRATION PAR DÉFAUT

Le calcul des scores de criticité de chaque triplet (Tableau 25) aboutit à la construction du graphique présenté Figure 25. On constate ainsi une criticité plus importante du triplet chinois par rapport aux triplets sud-africain et dominicain.

Tableau 25. Scores de criticité des triplets et des scénarios avec la pondération par défaut pour produire 1 kg de 2-MeTHF (avec Cp, Ce et Cs : la moyenne des contraintes physiques (p), économiques (e) et sociétales (s), CONT : la somme des scores de contraintes, STRAT : la moyenne des stratégies d'atténuation, DE : la dépendance économique et RA : le risque d'approvisionnement)

	C _p	C _e	C _s	CONT	STRAT	DE	RA
B_ZAF_F	0,35	0,32	0,17	0,84	0,33	1,00	0,28
B_DOM_F	0,36	0,33	0,06	0,75	0,33	1,00	0,25
C_CHN_F	0,36	0,28	0,30	0,93	0,33	1,00	0,31
2-MeTHFB	0,36	0,32	0,14	0,85	0,14	1,00	0,12
2-MeTHFC	0,36	0,28	0,30	0,94	0,33	1,00	0,31

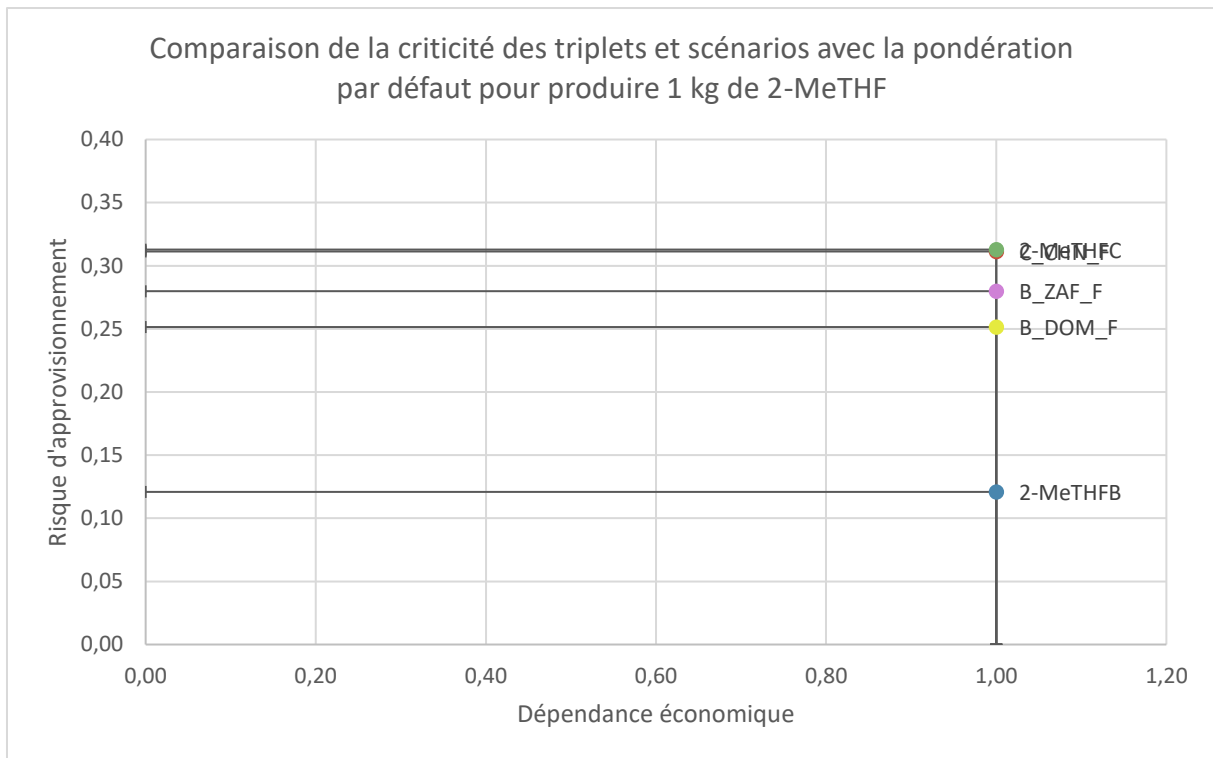


Figure 25. Comparaison de la criticité des triplets et scénarios avec la pondération par défaut pour produire 1 kg de 2-MeTHF

Afin d'expliquer et interpréter ces différences, les contributeurs aux différentes contraintes, les stratégies et la dépendance économique sont analysés au niveau des triplets.

- Contraintes physiques

Les trois triplets ont des scores agrégés de contraintes physiques similaires bien que des disparités soient constatées au sein de cette catégorie, les DtT pouvant être multipliés par 5 et plus d'un triplet à l'autre comme c'est le cas pour l'autonomie énergétique du producteur (DtT pour B_ZAF_F = 0,1 / B_DOM_F = 0,52 / C_CHN_F = 0,5) ou encore le stress hydrique (avec B_ZAF_F = 0,58 / B_DOM_F=0,07 / C_CHN_F = 0,42).

- Contraintes économiques

Les indicateurs présentent peu de variabilité d'un triplet à l'autre malgré un taux de fluctuation des prix à la production significativement plus important que les autres pour le triplet B_DOM_F (0,36 contre 0,2 pour B_ZAF_F et 0,23 pour C_CHN_F).

- Contraintes sociétales

Les contraintes sociétales sont quant à elles à l'origine de davantage de variabilité. Cela est principalement porté par les risques sociaux associés aux différents triplets et notamment le triplet chinois. Il dépasse de plus de 15 fois les seuils fixés en matière de violations des réglementations et lois du travail, de salaire équitable, de corruption des services publics, de droits d'association et de négociation ainsi que de trafic de personnes. Les autres triplets dépassent également les seuils de certains déterminants mais dans une moindre mesure (entre 2 et 8 fois).

Concernant les impacts environnementaux, les résultats de DtT sont principalement influencés par les catégories d'impact « utilisation des terres » (~40 pour B_ZAF_F, ~20 pour B_DOM_F et ~176 pour C_CHN_F) et « Substances inorganiques inhalées » (~34 pour B_ZAF_F, ~20 pour B_DOM_F et ~33 pour C_CHN_F). Cela s'explique par une surface de terre occupée plus importante pour la culture du maïs à l'origine du triplet C_CHN_F (0,26 m²/an/kg de maïs) que pour la canne à sucre (0,14 m²/an/kg de canne à sucre) à l'origine des triplets B_ZAF_F et B_DOM_F. Les substances inorganiques inhalées sont dues notamment à la combustion de biomasse pour la production d'énergie au sein des bioraffineries. Comme indiqué dans la section 3.2.3.1, le triplet B_ZAF_F repose sur 90% d'énergie issue de la biomasse contre 50% pour le triplet C_CHN_F et 48% pour le triplet B_DOM_F.

- Stratégies d'atténuation

Concernant ces stratégies, en l'absence d'informations supplémentaires plus précises, tous les triplets sont supposés identiques. Les scénarios se distinguent en ce que le 2-MeTHF B présente une plus grande diversité de fournisseur, réduisant alors les risques d'approvisionnement.

- Dépendance économique

La dépendance économique est fixée à 1, pour chacun des triplets et des scénarios d'approvisionnement en considérant que qu'il s'agit des matières premières principales de ses activités.

5.3.2. SCORES DE CRITICITÉ VIA LA PONDÉRATION SPÉCIFIQUE

L'agrégation des différents scores *via* la pondération spécifique [F3] grâce au poids relatif de chaque contrainte augmente très légèrement les écarts entre les différents

triplets et scénarios (Tableau 26) bien que cela n'entraîne pas de modification dans l'ordre de classement (Figure 26).

Tableau 26. Scores de criticité des triplets et des scénarios avec la pondération [F3] pour produire 1 kg de 2-MeTHF (avec C_p , C_e et C_s : la moyenne des contraintes physiques (p), économiques (e) et sociétales (s), CONT : la somme des scores de contraintes, STRAT : la moyenne des stratégies d'atténuation, DE : la dépendance économique et RA : le risque d'approvisionnement)

	C_p	C_e	C_s	CONT	STRAT	DE	RA
B_ZAF_F	0,36	0,33	0,16	0,76	0,44	1,00	0,34
B_DOM_F	0,36	0,35	0,05	0,72	0,44	1,00	0,32
C_CHN_F	0,37	0,29	0,28	0,78	0,44	1,00	0,34
2-MeTHFB	0,37	0,33	0,13	0,75	0,19	1,00	0,14
2-MeTHFC	0,37	0,29	0,28	0,78	0,44	1,00	0,34

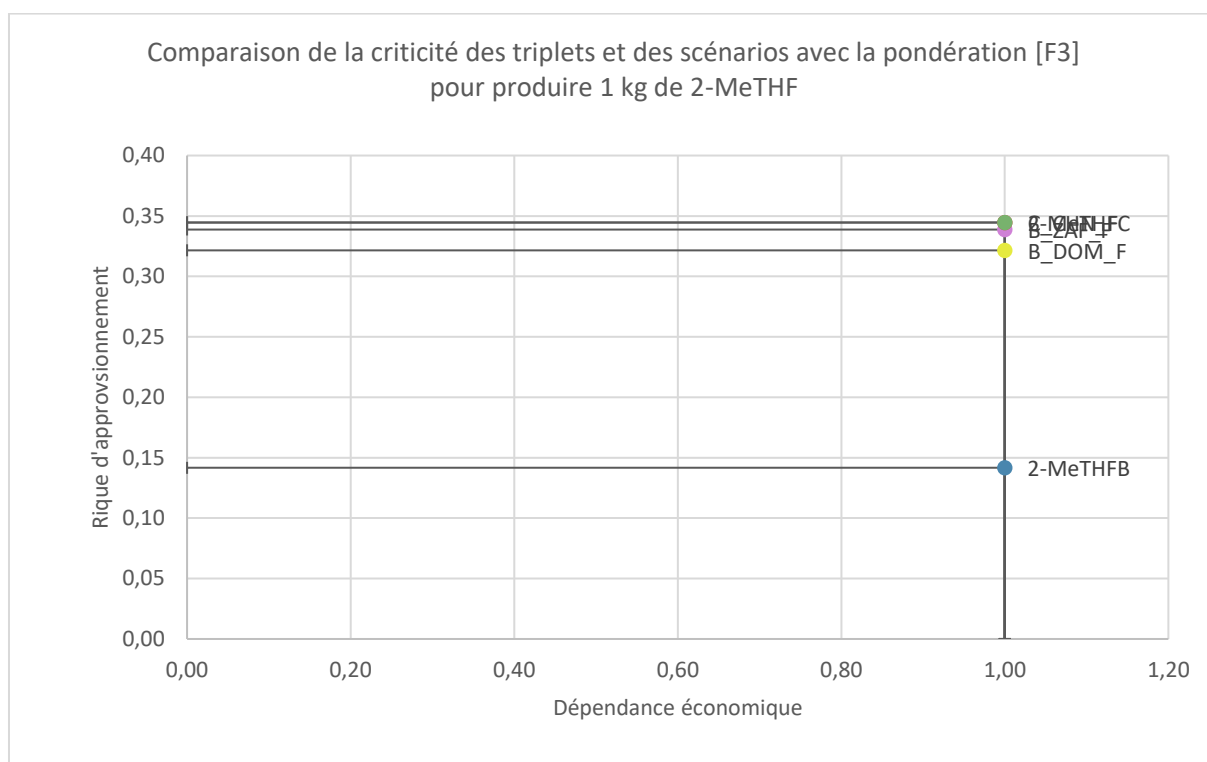


Figure 26. Comparaison de la criticité des triplets et des scénarios avec la pondération [F3] pour produire 1 kg de 2-MeTHF

En conclusion, la méthode LignoSusCrit met en évidence une criticité moins importante du 2-MeTHF B par rapport au 2-MeTHF M compte tenu de la diversité des fournisseurs pour ce scénario. Outre les stratégies d'atténuation, le score de criticité est principalement tiré par les contraintes sociétales. Cela a pu être vérifié puisque Pennakem a choisi d'abandonner le scénario 2-MeTHF M au profit du scénario 2-

MeTHF B compte tenu de modifications réglementaires ayant entraîné des fermetures d'usines. Les contraintes physiques et économiques ne présentent pas de grandes différences.

5.4. VERS LA GÉNÉRALISATION DE L'APPROCHE LIGNOSUSCRIT

5.4.1. ÉVALUATION DES TRIPLETS

Les précédentes sections s'intéressaient au cas spécifique du 2-MeTHF tel que présenté dans le 0, sans scénarios prospectifs. Cependant, le furfural peut être produit à partir d'un grand nombre de végétaux, dès lors qu'ils contiennent une fraction suffisante d'hémicellulose. Ainsi, les matières premières issue de la biomasse examinées dans le cas d'étude peuvent aisément être remplacées par d'autres, telles que les cosses de riz ou encore du bois de peuplier comme envisagé dans le projet FUI Bio3 [193].

Afin de calculer les scores de criticité des substituts potentiels aux approvisionnements actuels, il est possible d'utiliser le même outil de façon systématisée (Figure 27). En effet, la considération des triplets MAT_MOL_P rend la généralisation aisée puisque les données utilisées pour évaluer les différents indicateurs proviennent en très grande majorité de bases de données connues et accessibles. Pour détailler cette approche, différentes étapes numérotées de 1 à 5 (sur la base des numéros présents dans la Figure 27) sont décrites.

Une fois certaines informations renseignées manuellement (1), les autres indicateurs sont évalués automatiquement par l'usage de bases de données (2).

(1) Saisie manuelle

Afin de déclarer les différents triplets et renseigner les informations nécessaires pour permettre l'automatisation de l'évaluation des indicateurs, les éléments suivants doivent être renseignés :

- La matière première issue de la biomasse utilisée pour la production de molécule plateforme
- La matière première principale, le cas échéant
- La molécule plateforme
- La quantité de molécule plateforme pour l'unité fonctionnelle

- Le coût de la molécule plateforme
- Le procédé d'obtention de la molécule plateforme
- Le secteur d'activité associé
- Le nom de ce secteur associé au code ISO 3 du pays de production
- Le pays de production
- La dépendance économique de la firme au triplet étudié
- Le taux d'autonomie énergétique du producteur de molécule plateforme

L'ensemble de ces informations permettent, seules ou combinées, de rechercher les valeurs des indicateurs dans les bases de données utilisées dans l'outil.

(2) Évaluation automatisée

Les indicateurs liés aux risques d'approvisionnement (contraintes physiques, économiques et sociétales) sont issus de bases de données (BDD) agrégées depuis différentes sources d'information :

- Données FAO : Cette base de données contient les indices des prix à la production des matières premières extraites de la bibliothèque statistique de la FAO du jeu de données "Prix à la production"
- BDD Matières premières : Cette base de données contient une liste de nombreuses matières premières issues de la biomasse en renseignant leur contenu en cellulose, lignine et hémicellulose ainsi que leur taux de co-production le cas échéant.
- BDD pays : Cette base de données est construite en concaténant les différents jeux de données spécifiques aux indicateurs étudiés :
 - AWARE
 - Land stress
 - WGI
 - INFORM
- BDD procédé : Cette base de données répertorie les différents procédés connus pour l'obtention des molécules plateformes étudiées en renseignant leur type (continu/batch), leur rendement et le prix de la molécule ainsi obtenue.
- Les indicateurs "Autonomie énergétique du producteur" et "nécessité d'une fertilisation carbonée" sont à renseigner au cas par cas en fonction des pratiques du producteur.

Les indicateurs liés aux absorbeurs et accélérateurs de criticité étant spécifiques à la firme doivent également être renseignés au cas par cas par le praticien.

(3) Calcul des DtT

La liste des valeurs et des cibles étant stockées dans des vecteurs, la comparaison avec de nouvelles valeurs ou cibles est facilitée et le calcul des DtT est possible grâce aux équations présentées dans la section 4.2.1.3.

(4) Agrégation des composantes et des dimensions

Une fois les DtT calculées, elles sont pondérées par l'approche proposée dans la section 4.2.3 .

(5) Illustration graphique

Une fois l'agrégation réalisée pour chaque contrainte puis pour chaque composante de la criticité, les deux dimensions de la criticité permettent de positionner chaque triplet et scénario dans un graphique. La dépendance économique est utilisée comme coordonnée de l'axe des abscisses et le risque d'approvisionnement est utilisé comme coordonnée de l'axe des ordonnées.

Saisie manuelle des informations relatives aux triplets et aux scénarios

Bases de données Ressource, Pays et Molécule compilées au préalable



Déterminant		Valeur
Ind2	Autonomie énergétique du producteur (%)	90%
...
Ind5	Rendement théorique du procédé de transformation	43%
...
Ind8	10 - Catastrophes naturelles dans le pays producteur	5,5
...
Ind10	Moyenne des taux de variations annuels du prix à la production entre 2016 et 2022	9,9%
...
Ind59	Changement climatique	1,16

Cibles	
Ind2	100%
...	...
Ind5	100%
...	...
Ind8	10
...	...
Ind10	50%
...	...
Ind59	1,4 ^{E-01}

DtT	Enjeux
Ind2 0,1	Ind2 2
...	...
Ind5 0,57	Ind5 2
...	...
Ind8 0,45	Ind8 1,3
...	...
Ind10 0,8	Ind10 4
...	...
Ind59 2,56	Ind59 1,4

	B_ZAF_F
Moyenne des contraintes physiques	0,35
Moyenne des contraintes économiques	0,32
Moyenne des contraintes sociétales	0,17
Moyenne des stratégies d'atténuation	0,33
Dépendance économique	1
Risque d'approvisionnement	0,28

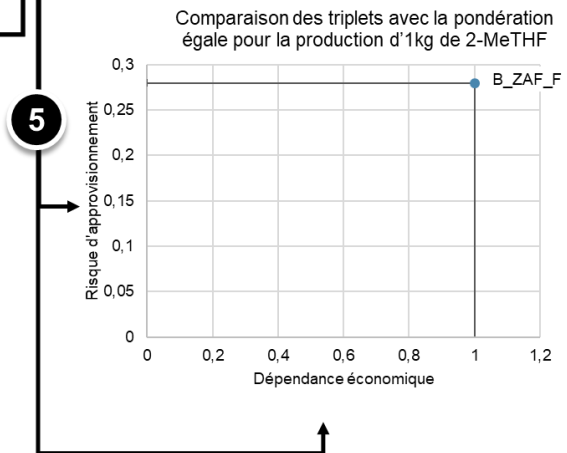


Figure 27. Graphique illustratif du fonctionnement de l'outil systématique pour l'évaluation de la criticité – ici pondération spécifique aux enjeux de la firme F3

5.4.2. AGRÉGATION POUR DES SCÉNARIOS PROSPECTIFS

Comme abordé dans la définition des objectifs et du champ de l'étude, une fois évalués, les triplets peuvent être combinés pour l'évaluation de scénarios d'approvisionnement. Pour cela, les parts d'approvisionnement de chaque triplet doivent être renseignées pour que le calcul des scores puisse se faire automatiquement. Cette démarche permet d'évaluer les mix d'approvisionnement déjà en place mais peut aussi être réalisée de façon prospective, afin d'identifier des mix plus favorables en termes de criticité.

5.5. PERSPECTIVES POUR LA MISE EN ŒUVRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DANS L'ENTREPRISE

Si les travaux précédents ont été réalisés sur la base d'un cas d'étude réel prouvant leur applicabilité, la question de l'opérationnalisation d'une telle approche en entreprise demeure.

Comme expliqué dans l'Introduction une entreprise est confrontée à des risques d'approvisionnement provenant de la chaîne de valeur ou du reste du monde (Figure 28. Impacts, risques et chaînes de valeur. Ces mécanismes sont appelés mécanismes "Outside-In" et peuvent être évalués grâce à une analyse de la criticité. Une entreprise génère également des impacts sur la chaîne de valeur ou le reste du monde, et ces mécanismes sont appelés "Inside-Out" et peuvent être évalués grâce à l'ADCV.

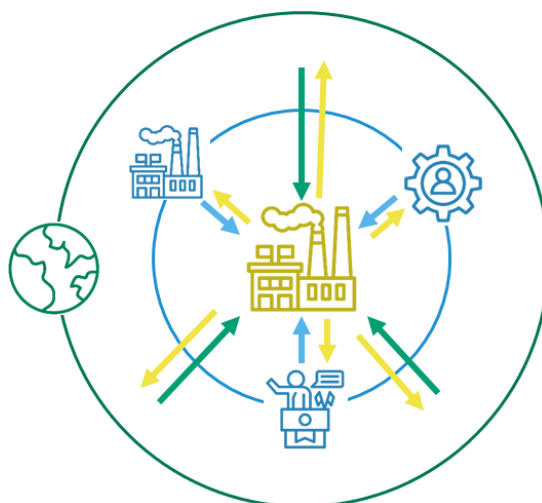


Figure 28. Impacts, risques et chaînes de valeur

Les résultats de l'évaluation de la criticité peuvent être utilisés pour documenter les risques d'approvisionnement tandis que les résultats de l'ADCV peuvent être utilisés pour documenter les systèmes de management environnementaux et la responsabilité sociale de l'entreprise. Ces différents aspects sont couverts par différentes normes internationales, respectivement, la norme ISO 31000 [62], la norme ISO 14001 [175] et la norme ISO 26000 [174].

Après avoir brièvement décrit ces différentes normes dans la section 5.5.1.1, leur structure est comparée dans la 5.5.1.2 et une proposition d'articulation entre ces dispositifs est détaillée dans la section 5.5.1.3 en vue d'une opérationnalisation en entreprise.5.5.1.3

5.5.1.1. NORMES RELATIVES AU DÉVELOPPEMENT DURABLE

(1) ISO 31000

La norme ISO 31000 [62] vise à favoriser la compréhension des risques auxquels est soumise une firme. Elle propose une approche globale pour intégrer leur gestion aux activités et aux fonctions significatives de la firme. Cette approche repose sur une structure dynamique et itérative en 4 étapes dite « PDCA » (*Plan-Do-Check-Act* ou Conception, Mise en œuvre, Évaluation et Amélioration en français) adaptable au contexte de la firme.

(2) ISO 14001

La norme ISO 14001 [175] définit les exigences pour la mise en place d'un système de management environnemental reposant également sur la structure PDCA. Elle permet à une organisation de développer et mettre en œuvre une politique environnementale tenant compte d'exigences légales, réglementaires mais aussi spécifiques à l'organisation, imposées par ses parties prenantes ou par elle-même.

(3) ISO 26000

La norme ISO 26000 [174] s'intéresse à la responsabilité sociétale. Cette dernière vise à maximiser la contribution d'une organisation au développement durable en assumant les impacts de ses décisions et activités. La mise en œuvre de la démarche de responsabilité sociétale au sein d'une firme repose aussi sur l'approche structurée PDCA.

5.5.1.2. VERS UNE ARTICULATION DE CES NORMES POUR LA PRISE EN COMPTE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DANS LES ACTIVITÉS DE L'ORGANISATION

Comme montré dans la section 5.5.1.1, ces normes reposent toutes sur la structure PDCA. Force est de constater que l'étape d'évaluation (C, Check) peut être abordée grâce à la méthode LignoSusCrit basée sur le cadre conceptuel de l'ACV. La Figure 29 décrit les similarités entre les différents cadres d'études des normes 31000, 26000, et 14001 et leur articulation avec le cadre conceptuel de la norme ISO 14040 adopté dans la méthode LignoSusCrit.

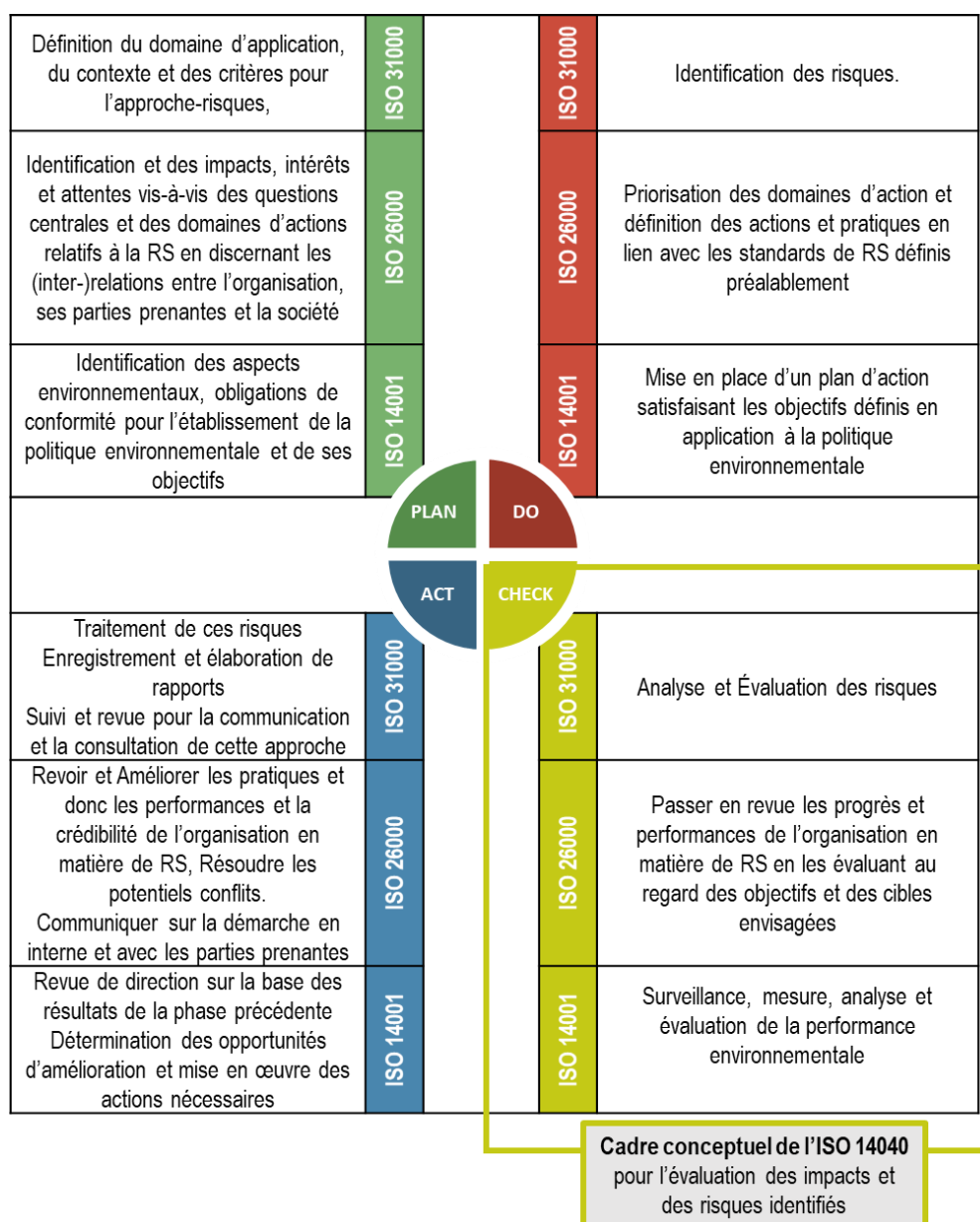


Figure 29. Identification d'une structure commune entre les différentes normes

5.5.1.3. PROCÉDURE D'IMPLÉMENTATION DE LA MÉTHODE LIGNOSUSCRIT EN ENTREPRISE POUR LA PRISE EN COMPTE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE

Dès lors qu'une entreprise envisage la mise en place de systèmes de gestion des risques et des impacts associés à son activité, la structure PDCA s'applique (Figure 30).

Dans un premier temps, au regard du contexte de l'entreprise, des stratégies peuvent être définies et communiquées sous forme de politiques internes.

Leur application repose sur l'identification d'objectifs basés sur les enjeux liés aux activités de la firme, de ses engagements volontaires ou encore aux exigences et obligations émanant des parties intéressées.

La mise en œuvre de procédures de contrôle et d'évaluation des différents indicateurs au regard des objectifs de l'entreprise est nécessaire pour s'assurer de leur bonne application. C'est à cette étape qu'intervient la méthode LignoSusCrit puisqu'elle offre des outils de mesure des risques d'approvisionnement et les impacts des activités de la firme.

Une fois évalués, les différents indicateurs de la méthode LignoSusCrit sont interprétés pour obtenir l'information nécessaire au *reporting* et aux processus d'amélioration continue de l'entreprise qui pourra ainsi mettre à jour ses objectifs, ses indicateurs ou encore sa politique et ses stratégies.

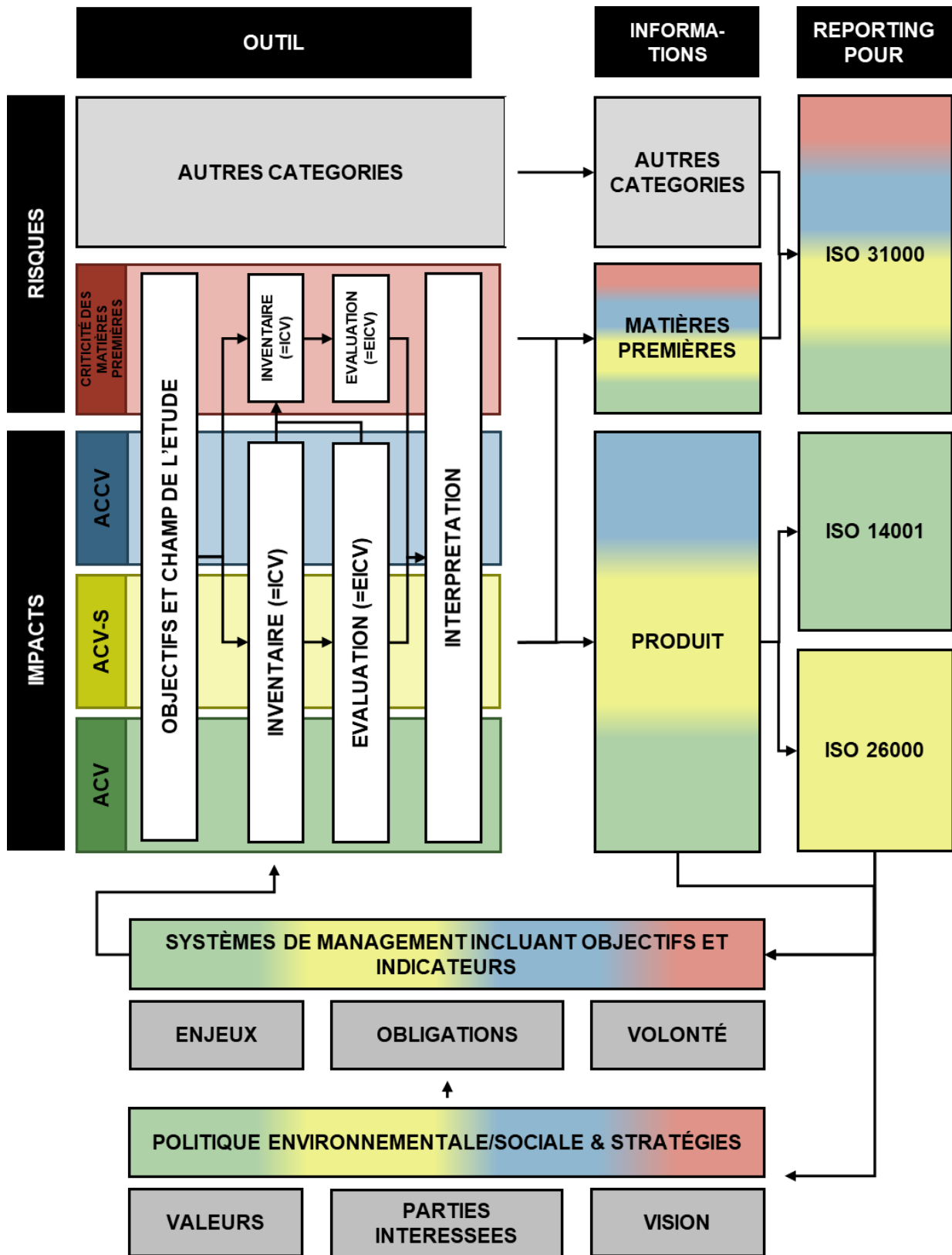


Figure 30. Procédure théorique d'implémentation de la méthode LignoSusCrit pour la prise en compte du développement durable en entreprise

Une illustration des données disponibles après l'application de la méthode LignoSusCrit est donnée dans le Tableau 27. Ce tableau agrège les données obtenues de l'évaluation conjointe de l'ADCV et de la criticité (section 5.3) du cas d'étude présenté dans cette thèse. Les informations ainsi recueillies sont ventilées par étape de cycle de vie et type de solvant. Les indicateurs utilisés dans ce tableau de bord sont présentés à titre d'exemple et doivent être adaptés en fonction des besoins et objectifs identifiés par la firme comme étant pertinents pour l'atteinte de ses objectifs.

Tableau 27. Résultats de la méthode LignoSusCrit pour l'information de systèmes de gestion (à adapter aux besoins et objectifs)

		2-MeTHF B				2-MeTHF M		
		Étape du cycle de vie >	Approvisionnement	Production du solvant	Fin de vie	Approvisionnement	Production du solvant	Fin de vie
OUTIL	Indicateur	Unité						
ACV	Score unique	Pts	2,24E-04	1,39E-04	3,01E-07	3,54E-04	1,49E-04	3,05E-07
	Changement climatique	Kg CO2 eq.	1,39E+00	1,74E+00	3,70E-03	2,42E+00	1,82E+00	3,70E-03
	Autres...							
ASCV	Score unique	Pts	4,93E+02	1,71E+01	4,86E+01	7,75E+02	1,71E+01	4,86E+01
	Travail des enfants	Med risks hours	2,41E+00	2,01E-03	2,15E-03	8,13E-01	2,01E-03	6,29E-03
	Salaire équitable	Med risks hours	5,06E+00	4,88E-01	1,55E-01	8,14E+00	4,88E-01	1,21E-01
	Autres...							
ACCV	Score unique	USD	2,99E+00	5,62E+00	1,83E+00	2,99E+00	5,62E+00	1,83E+00
	OPEX	USD	4,50E-01	1,11E+00	1,83E+00	5,10E-01	1,11E+00	1,83E+00
	CAPEX	USD	1,30E-01	3,70E-01	-	-	3,70E-01	-
Criticité	Total	Pts	4,98E-01	-	-	7,29E-01	-	-
	Risque d'approvisionnement	Pts	4,98E-01	-	-	7,29E-01	-	-
	dont contraintes physiques	Pts	3,57E-01	-	-	3,62E-01	-	-
	dont contraintes économiques	Pts	3,20E-01	-	-	2,76E-01	-	-
	dont contraintes sociétales	Pts	1,35E-01	-	-	2,96E-01	-	-
	dont stratégies	Pts	5,85E-01	-	-	7,77E-01	-	-
	Dépendance économique	Pts	1	-	-	1	-	-

5.6. DISCUSSION

5.6.1. EFFETS DE L'APPROCHE « MAT-MOL-P » SUR LA QUALITÉ DES DONNÉES

Le triplet MAT-MOL-P permet de distinguer différentes sources d'approvisionnement pour une même application finale. S'il apporte un degré de granularité intéressant pour l'évaluation de la criticité des approvisionnements des firmes, il génère tout de même des approximations limitant la qualité des données pour la majorité des cas (i.e., en

l'absence de données mesurées spécifiques, représentatives et absolument corrélées aux systèmes étudiés fournies par les parties intéressées).

En effet, les conditions de culture de matières premières agricoles et forestières sont très variables d'une région à l'autre voire d'une exploitation à l'autre, en fonction des choix productifs mais aussi des conditions pédoclimatiques spécifiques et des réglementations en vigueur. L'utilisation d'informations statistiques moyennes et nationales réduit ainsi le niveau de qualité des données recueillies avec des corrélations temporelles, géographiques et technologiques dégradées.

L'inclusion de la molécule dans le triplet sans précision sur son procédé d'obtention génère également une source importante d'incertitude et d'inexactitude compte tenu d'une potentielle diversité des technologies. En effet, il est fréquent que différents procédés de transformation hétérogènes quant à la nature et la quantité des intrants mais aussi en termes de conditions physiques (température et pression) existent pour une même molécule plateforme. En l'absence de partage des données spécifiques de la part des fournisseurs, des approximations peuvent être faites allant de l'utilisation de données de laboratoire à l'utilisation de données pour un procédé similaire en technologie comme en volume de production mesuré par une autre entreprise.

5.6.2. LIMITES DE L'APPROCHE PONDÉRÉE POUR L'ÉVALUATION DE LA CRITICITÉ DE LA BIOMASSE

La mise en œuvre d'une pondération, quelle qu'elle soit, entraîne inévitablement une perte d'informations puisque celles-ci sont alors agrégées dans des scores composites.

Afin de maintenir un niveau d'information satisfaisant et permettre d'analyser avec finesse les facteurs contribuant au score de criticité d'une matière première issue de la biomasse, nous préconisons de conserver le détail des valeurs d'indicateur déterminant par déterminant.

Il est également à noter qu'une analyse de sensibilité a été réalisée sur les enjeux identifiés par les trois firmes utilisatrices de matières premières agricoles et forestières pour la production de solvants bio-sourcés. Bien que ces deux firmes n'identifient pas les mêmes niveaux d'enjeu pour un même déterminant, les scores de criticité ne sont

pas drastiquement modifiés par le choix de l'approche de pondération, toutes choses égales par ailleurs.

De plus, la qualité des données n'a pas été évaluée, générant une incertitude importante quant aux résultats de l'analyse. Des analyses de sensibilité pourraient être menées pour déterminer les paramètres d'entrée influant le plus sur le modèle.

5.6.3. LIMITES DE LA PROCÉDURE DE MISE EN ŒUVRE PROPOSÉE

La procédure de mise en œuvre proposée n'a pas été testée en situation réelle et nécessite sans aucun doute des adaptations spécifiques à la firme et à ses procédures internes existantes.

Il est à noter que des compétences en ACV et en ADCV sont requises pour l'application de la méthode LignoSusCrit. Compte tenu de l'expertise nécessaire à pour la mise en œuvre de l'ACV et de l'ACV-S (permettant d'évaluer les contraintes sociétales), le déploiement de l'outil LignoSusCrit nécessite un travail amont pour la mise en place d'évaluations simplifiées des impacts sociaux et environnementaux de façon à permettre aux praticiens de s'approprier pleinement la méthode LignoSusCrit.

CHAPITRE 6. PERSPECTIVES ET CONCLUSIONS

Cette thèse s'est attachée à répondre à la question de recherche posée en Introduction de la façon suivante :

« Est-il possible et pertinent d'intégrer la durabilité et la criticité comme méthodes pour évaluer les impacts et les risques environnementaux, sociaux et économiques associés aux produits issus de la biomasse au sein d'une firme ? »

En guise de conclusion globale à cette thèse, ces sections suivantes décrivent les apports et conclusion objectif par objectif (section 6.1), ainsi que les limites (section 6.2) et les perspectives de ces travaux (section 6.3).

6.1. APPORTS ET CONCLUSIONS

L'objectif 1 était d'étudier la pertinence d'une évaluation intégrée des impacts et des risques des activités des firmes de la bio-économie. Pour cela, le Chapitre 1 d'état de l'art a mis en avant le parallèle entre les mécanismes Outside-In et Inside-Out identifiés par Cimprich [63] et la façon dont les risques et les impacts s'expriment du point de vue des firmes et de leurs activités. Les méthodologies de l'ADCV et de l'évaluation de la criticité ainsi que leur potentiel d'intégration ont été présentées afin d'en montrer la pertinence pour l'évaluation des impacts et des risques associés aux produits issus de la biomasse (et identifiés dans le chapitre introductif) au sein d'une firme.

L'objectif 2 visait à évaluer séparément les impacts environnementaux, sociaux et économiques des produits bio-sourcés (Objectif 2.1) et la criticité de leurs matières premières (Objectif 2.2) :

- **Objectif 2.1.**

Afin d'évaluer la durabilité des produits bio-sourcés, une revue systématique des cas d'étude ADCV au regard des dix principes de la Life Cycle Initiative a été réalisée montrant que la plupart des principes peuvent être appliqués sans nécessiter d'efforts particulier mais des lacunes méthodologiques existent empêchant l'alignement total de la pratique à cette base harmonisée. La compréhension des interactions entre les trois piliers du développement durable et la construction des mécanismes d'impacts permettraient l'utilisation d'inventaires communs et la réduction de risque de doublons dans l'évaluation. L'interprétation n'est pas non plus aisée compte tenu de l'aspect multi-système, multi-étape, multicritère et multi-dimensionnel de l'ADCV et nécessite des compromis pour permettre la prise de décision basée sur les résultats d'une telle méthode. Enfin, et de façon plus globale, la pratique de l'ADCV bénéficierait de d'avantage de transparence et de partage d'expériences pour augmenter le niveau de connaissance générale.

Sur la base de cet état, l'ADCV a été appliquée au cas de l'utilisation de 2-MeTHF comme substitut au THF pour une application pharmaceutique. Cela a permis d'une part de comparer les performances environnementales, sociales et

économiques de ce solvant bio-sourcé à celle du solvant d'origine fossile auquel il se substitue mais également de comparer diverses matières premières issues de la biomasse pour la synthèse du produit bio-sourcé (bagasse pour le 2-MeTHF B et rafle de maïs pour le 2-METHF C). Les résultats montrent que le 2-MeTHF B présente de meilleures performances que le 2-MeTHF M et le THF. Cependant, ce dernier présente de meilleures performances sociales du fait de la provenance de ce produit raffiné dans des pays présentant moins de risques dans leurs pratiques sociales. Il présente aussi des coûts moins importants imputables à un nombre moins important d'étapes de transformation et à des procédés mieux maîtrisés.

La comparaison de deux matières premières bio-sourcées différentes pour la production du solvant bio-sourcé montre également des différences faibles, compte tenu de la contribution importante des processus de transformation de la biomasse, équivalents quelle que soit la nature de la biomasse.

- **Objectif 2.2.**

L'état de l'art a mis en évidence un manque de métriques pour l'évaluation de la criticité de matières premières issues de la biomasse du point de vue des firmes malgré les apports de trois méthodes d'évaluation de la criticité traitant de ce type de matières premières. Cette thèse propose une méthode originale pour l'évaluation de la criticité de matières premières issues de la biomasse du point de vue des firmes. Elle tient compte des risques d'approvisionnement de triplets MAT-MOL-P par le biais de contraintes physiques, économique et sociétales impactant l'approvisionnement des firmes et des stratégies d'atténuation mises en place pour anticiper et réduire ces risques. La dépendance économique de la firme à la matière première est considérée comme indicateur de la vulnérabilité aux ruptures d'approvisionnement. Chaque déterminant est évalué grâce à un indicateur lui-même caractérisé *via* une approche Distance-to-target. Les scores DtT ainsi obtenus sont agrégés pour donner un score de risque d'approvisionnement d'une part et de dépendance économique d'autre part.

L'objectif 3 amenait à l'intégration de l'ADCV et de la criticité pour la prise en compte simultanée des risques et des impacts associés aux activités des firmes. Pour cela, la méthode d'évaluation de la criticité de matières premières issues de la biomasse

présentée dans le Chapitre 4 est appliquée sur le cas d'étude de la production de solvants bio-sourcés pour une application pharmaceutique puis généralisée et articulée avec les processus de mise en œuvre des normes relatives à la gestion des risques et des impacts environnementaux et à la responsabilité sociétale en entreprise. Cette méthode intégrée, appelée LignoSusCrit, est présentée dans le Chapitre 5.

Les travaux présentés dans cette thèse amènent à la conclusion qu'en effet, il est pertinent et possible d'intégrer la durabilité et la criticité comme méthodes pour évaluer les impacts et les risques environnementaux, sociaux et économiques associés aux produits issus de la biomasse au sein d'une firme. Pour cela, les données et résultats relatifs aux étapes de « culture et traitement de la biomasse », de « production de la molécule plateforme » et de « transport » de l'ADCV sont exploités pour l'évaluation de la criticité des triplets et scénarios. Les résultats de ces deux méthodes d'évaluation peuvent être utilisés conjointement pour décrire et documenter le risque d'approvisionnement et les impacts environnementaux, sociaux et économiques associés au cycle de vie complet des produits des firmes de la bio-économie afin de les prendre en compte dans les processus de gestion des risques et des impacts de la firme et l'amélioration continue permise par l'approche PDCA.

6.2. LIMITES

La méthode LignoSusCrit présente tout de même des limites qu'il est important de noter. Dans un premier temps, l'**accès aux données** pour la modélisation des étapes du cycle de vie relative aux matières issues de la biomasse tant pour l'analyse de durabilité que pour l'évaluation de la criticité a fait défaut. En effet, ces étapes se situant en amont des chaînes de valeur et des firmes étudiées, aucune données spécifiques n'ont pu être collectées impactant la précision des résultats de la méthode LignoSusCrit. Les résultats semblent tout de même cohérents avec la réalité industrielle tant pour les impacts que les risques identifiés.

Le manque de données a également amené à l'utilisation d'un **inventaire intégré** pour l'ADCV. Cela suppose la modélisation des trois dimensions de la durabilité sur la base des processus unitaires et des flux intermédiaires et élémentaires identifié dans l'ACV et également les flux monétaires associés. L'évaluation des impacts qui en découle repose sur l'utilisation de **bases de données génériques**. L'**incertitude** associée en

terme de fiabilité, de complétude et de représentativité temporelle, géographique et technologique n'a pas été analysée statistiquement.

Concernant l'évaluation de la criticité, celle-ci se base sur une **approche de caractérisation dite *Distance-to-target***. La valeur des indicateurs est comparée à celle de la cible associée de façon à étudier la magnitude du risque d'approvisionnement ou de la stratégie d'atténuation vis-à-vis d'un état jugé satisfaisant. Cette approche ne tient pas compte d'éventuelles non-linéarités entre un risque et ses effets. Le poids relatif des risques n'est également pas quantifié par des modèles mathématiques représentatifs de ruptures d'approvisionnement réels mais par l'identification de niveaux d'enjeux par des industriels. L'agrégation qui en découle est donc subjective.

Enfin, la **méthode LignoSusCrit n'a pas été mise en œuvre auprès d'une firme** et son articulation avec les processus de gestion des risques et de impacts environnementaux ainsi que de responsabilité sociétale n'a pas pu être définitivement validée.

6.3. PERSPECTIVES

Si ces travaux de thèse s'achèvent ici, des perspectives de recherche appliquée et/ou fondamentale sont envisageables pour les différentes méthodes présentées dans cette thèse.

D'un point de vue applicatif, et pour valider définitivement la méthode LignoSusCrit comme outil de mesure des risques et des impacts associés aux activités des firmes de la bio-économie, il est nécessaire qu'elle soit **appliquée en contexte industriel**. Ces travaux amèneraient à la **spécification d'un cahier des charges pour la conception d'un outil systématique opérationnel** d'évaluation des impacts et des risques pour leur prise en compte dans le cadre des démarches de mise en place d'un système de management environnemental, de management des risques et de responsabilité sociétale des entreprises.

À la frontière entre la recherche appliquée et fondamentale, il serait pertinent d'**opérationnaliser la méthode d'ADCV** de façon à outiller les praticiens et à les guider au mieux dans la réalisation de telles études. Cela passe notamment par tout

un travail de structuration et de normalisation de la méthode que la communauté ADCV commence à aborder [65,84,131,177].

Concernant la méthode de criticité des matières premières issues de la biomasse présentée dans ces travaux, il est nécessaire de **l'élargir à la question de la substitution des molécules bio-sourcées aux molécules obtenues à partir de matières premières fossiles**. Cela pose la question de la criticité relative des deux types d'approvisionnement et donc de l'intégration des contraintes s'appliquant sur ces deux types de chaînes de valeur dans une seule et même méthode.

D'un point de vue purement fondamental, le champs d'étude de la criticité des matières premières se développe et des **approches mécanistes** sont proposées [90,194] sans pour autant parvenir à quantifier les effets réels du risque d'approvisionnement sur les systèmes étudiés. Certaines approches utilisées dans des disciplines cousines comme l'utilisation des boucles de rétroactions pour la mesure de la résilience des chaînes de valeur [195] pourraient ouvrir la voie à la construction de modèles quantitatifs pour l'évaluation de la criticité des matières premières.

1. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) *Climate Change: The IPCC 1990 and 1992 Assessments*; 1992;
2. Bolin, B.; Cook, R.B. *The major biogeochemical cycles and their interactions (Scope Report 21)*; John Wiley & Sons: Chichester, 1983; ISBN 0-471-10522-8.
3. Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F.S.; Lambin, E.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; et al. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecol. Soc.* **2009**, doi:10.5751/ES-03180-140232.
4. Richardson, K.; Steffen, W.; Lucht, W.; Bendtsen, J.; Cornell, S.E.; Donges, J.F.; Drüke, M.; Fetzer, I.; Bala, G.; von Bloh, W.; et al. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Sci. Adv.* **2023**, 9, eadh2458, doi:10.1126/sciadv.adh2458.
5. WWF *Living Planet Report 2022 – Building a naturepositive society*; Almond, R.E.A., Grooten, M., Juffe Bignoli, D., Petersen, T., Eds.; WWF.; Gland, Switzerland, 2022;
6. Landrigan, P.J. Air pollution and health. *Lancet Public Heal.* **2017**, 2, e4–e5, doi:10.1016/S2468-2667(16)30023-8.
7. L. Perch-Nielsen, S.; B. Bättig, M.; Imboden, D. Exploring the link between climate change and migration. *Clim. Change* **2008**, 91, 375–393, doi:10.1007/s10584-008-9416-y.
8. Koubi, V. Climate change and conflict. *Annu. Rev. Polit. Sci.* **2019**, 22, 343–360, doi:10.1146/annurev-polisci-050317-070830.
9. Nordås, R.; Gleditsch, N.P. Climate Change and Conflict. In *Competition and Conflicts on Resource Use*; Springer International Publishing: Cham, 2015; pp. 21–38.
10. International Labour Organization *ILO Monitor on the world of work. Ninth edition*; 2022;
11. Meadows, D.H.; Meadows, D.L.; Randers, J.; Behrens III, W.W. *The limits to growth: A report for the Club de Rome's project on the predicament of Mankind*; Potomac Associates - Universe Books, 1972;
12. UICN-PNUE-WWF Stratégie mondiale de la conservation 1980, 64.
13. WCED *Our Common Future (The Brundtland Report)*; 1987; ISBN 019282080X.

14. Colglazier, W. Sustainable development agenda: 2030. *Science* (80-). **2015**, *349*, 1048–1050, doi:10.1126/science.aad2333.
15. Gasper, D.; Shah, A.; Tankha, S. The Framing of Sustainable Consumption and Production in SDG 12. *Glob. Policy* **2019**, *10*, 83–95, doi:10.1111/1758-5899.12592.
16. Bourguignon, D. January 2017. *Curr. Hist.* **2017**, *116*, 120–120, doi:10.1525/curh.2017.116.788.120.
17. Cristóbal, J.; Matos, C.T.; Aurambout, J.P.; Manfredi, S.; Kavalov, B. Environmental sustainability assessment of bioeconomy value chains. *Biomass and Bioenergy* **2016**, *89*, 159–171, doi:10.1016/j.biombioe.2016.02.002.
18. Scarlat, N.; Dallemand, J.F.; Monforti-Ferrario, F.; Nita, V. The role of biomass and bioenergy in a future bioeconomy: Policies and facts. *Environ. Dev.* **2015**, *15*, 3–34, doi:10.1016/j.envdev.2015.03.006.
19. Weiss, M.; Haufe, J.; Carus, M.; Brandão, M.; Bringezu, S.; Hermann, B.; Patel, M.K. A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *J. Ind. Ecol.* **2012**, *16*, doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00468.x.
20. Liobikiene, G.; Balezentis, T.; Streimikiene, D.; Chen, X. Evaluation of bioeconomy in the context of strong sustainability. *Sustain. Dev.* **2019**, *27*, 955–964, doi:10.1002/sd.1984.
21. Banque mondiale Terres agricoles (km carrés) Available online: <https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/AG.LND.AGRI.K2>.
22. Banque mondiale Surface forestière (km carrés) Available online: <https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/AG.LND.FRST.K2>.
23. Hertel, T.; Steinbuks, J.; Baldos, U. Competition for land in the global bioeconomy. *Agric. Econ.* **2013**, *44*, 129–138, doi:10.1111/agec.12057.
24. Donaldson, D. Comparative advantage and agricultural trade. *Agric. Econ.* **2019**, *50*, 29–40, doi:10.1111/agec.12529.
25. Walker, S.; Rothman, R. Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: A review. *J. Clean. Prod.* **2020**, *261*, 121158, doi:10.1016/j.jclepro.2020.121158.
26. Shahid, M.K.; Batool, A.; Kashif, A.; Nawaz, M.H.; Aslam, M.; Iqbal, N.; Choi, Y. Biofuels and biorefineries: Development, application and future perspectives emphasizing the environmental and economic aspects. *J. Environ. Manage.* **2021**, *297*, 113268,

doi:10.1016/j.jenvman.2021.113268.

27. Sinaga, H. *Bioeconomy and Global Inequalities*; Backhouse, M., Lehmann, R., Lorenzen, K., Lühmann, M., Puder, J., Rodríguez, F., Tittor, A., Eds.; Springer International Publishing: Cham, 2021; ISBN 978-3-030-68943-8.
28. Lorenzen, K. *Bioeconomy and Global Inequalities*; Backhouse, M., Lehmann, R., Lorenzen, K., Lühmann, M., Puder, J., Rodríguez, F., Tittor, A., Eds.; Springer International Publishing: Cham, 2021; ISBN 978-3-030-68943-8.
29. Puder, J. *Bioeconomy and Global Inequalities*; Backhouse, M., Lehmann, R., Lorenzen, K., Lühmann, M., Puder, J., Rodríguez, F., Tittor, A., Eds.; Springer International Publishing: Cham, 2021; ISBN 978-3-030-68943-8.
30. Josefy, M.A.; Harrison, J.S.; Sirmon, D.G.; Matz Carnes, C. Living and dying: Synthesizing the literature on firm survival and failure across stages of development. *Acad. Manag. Ann.* **2017**, *11*, 770–799, doi:10.5465/annals.2015.0148.
31. Wiedmann, T.; Minx, J. A definition of “carbon footprint.” In *Ecological economics research trends*; 2008; pp. 1–11.
32. Asselin, A.; Rabaud, S.; Catalan, C.; Leveque, B.; L’Haridon, J.; Martz, P.; Neveux, G. Product Biodiversity Footprint – A novel approach to compare the impact of products on biodiversity combining Life Cycle Assessment and Ecology. *J. Clean. Prod.* **2020**, *248*, 119262, doi:10.1016/j.jclepro.2019.119262.
33. Bayart, J.-B.; Bulle, C.; Deschênes, L.; Margni, M.; Pfister, S.; Vince, F.; Koehler, A. A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2010**, *15*, 439–453, doi:10.1007/s11367-010-0172-7.
34. Daccache, A.; Ciurana, J.S.; Rodriguez Diaz, J.A.; Knox, J.W. Water and energy footprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environ. Res. Lett.* **2014**, *9*, 124014, doi:10.1088/1748-9326/9/12/124014.
35. Weidema, B.P. The social footprint—a practical approach to comprehensive and consistent social LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2018**, *23*, 700–709, doi:10.1007/s11367-016-1172-z.
36. International Organisation for Standardization *ISO 14040 — Environmental Management — Life Cycle Assessment — Principles and framework*; Geneva, 2006;
37. International Organisation for Standardization *ISO 14044 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*; Geneva, 2006;

38. Klöpffer, W. Life cycle sustainability assessment of products (with Comments by Helias A. Udo de Haes, p. 95). *Int. J. Life Cycle Assess.* **2008**, *13*, 89–95, doi:10.1065/lca2008.02.376.
39. Choudhary, N.A.; Singh, S.; Schoenherr, T.; Ramkumar, M. Risk assessment in supply chains: a state-of-the-art review of methodologies and their applications. *Ann. Oper. Res.* **2023**, *322*, 565–607, doi:10.1007/s10479-022-04700-9.
40. Graedel, T.E.; Barr, R.; Chandler, C.; Chase, T.; Choi, J.; Christoffersen, L.; Friedlander, E.; Henly, C.; Jun, C.; Nassar, N.T.; et al. Methodology of metal criticality determination. *Environ. Sci. Technol.* **2012**, *46*, 1063–1070, doi:10.1021/es203534z.
41. Schrijvers, D.; Hool, A.; Blengini, G.A.; Chen, W.-Q.; Dewulf, J.; Eggert, R.; van Ellen, L.; Gauss, R.; Goddin, J.; Habib, K.; et al. A review of methods and data to determine raw material criticality. *Resour. Conserv. Recycl.* **2020**, *155*, 104617, doi:10.1016/j.resconrec.2019.104617.
42. National Research Council *Minerals, critical minerals and the US economy*; Press, N.A., Ed.; 2008;
43. Helbig, C.; Schrijvers, D.; Hool, A. Selecting and prioritizing material resources by criticality assessments. *One Earth* **2021**, *4*, 339–345, doi:10.1016/j.oneear.2021.02.006.
44. Blengini, G.A., Blagoeva, D., Dewulf, J., Torres de Matos, C., Nita, V., Vidal-Legaz, B., Latunussa, C.E.L., Kayam, Y., Talens Peirò, L., Baranzelli, C., Manfredi, S., Mancini, L., Nuss, P., Marmier, A., Alves-Dias, P., Pavel, C., Tzimas, E., Mathieux, F., C. *Assessment of the Methodology for Establishing the EU List of Critical Raw Materials*; 2017; ISBN 9789279696114.
45. Hackenhaar, I.C.; Moraga, G.; Thomassen, G.; Taelman, S.E.; Dewulf, J.; Bachmann, T.M. A comprehensive framework covering Life Cycle Sustainability Assessment, resource circularity and criticality. *Sustain. Prod. Consum.* **2024**, *45*, 509–524, doi:10.1016/j.spc.2024.01.018.
46. Sonnemann, G.; Gemechu, E.D.; Adibi, N.; De Bruille, V.; Bulle, C. From a critical review to a conceptual framework for integrating the criticality of resources into Life Cycle Sustainability Assessment. *J. Clean. Prod.* **2015**, *94*, 20–34, doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.082.
47. Leroy-Parmentier, N.; Valdivia, S.; Sonnemann, G. Defining the goal and scope for life cycle sustainability assessment. In *Handbook on Life Cycle Sustainability Assessment*;

- Edward Elgar Publishing, 2024; pp. 136–143.
48. Leroy-Parmentier, N.; Wiche, P.; Sonnemann, G. Life cycle assessment. In *Handbook on Life Cycle Sustainability Assessment*; Edward Elgar Publishing, 2024; pp. 60–76.
 49. Cobb, C.W.; Douglas, P.H. Theory of Production. *Am. Econ. Rev.* **1928**, *18*, 139–165, doi:10.1007/978-94-017-6161-1.
 50. Solow, R.M. The Economics of Resources or the Resources of Economics. In *Classic Papers in Natural Resource Economics*; Palgrave Macmillan UK: London, 1974; pp. 257–276.
 51. Solow, R. An almost practical step toward sustainability. *Resour. Policy* **1993**, *19*, 162–172, doi:10.4324/9781936331642.
 52. Hartwick, J.M. Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources. *Am. Econ. Rev.* **1977**, *66*.
 53. Hartwick, J.M. Substitution Among Exhaustible Resources and Intergenerational Equity. *Rev. Econ. Stud.* **1978**, *45*, 347, doi:10.2307/2297349.
 54. Gutés, M.C. The concept of weak sustainability. *Ecol. Econ.* **1996**, *17*, 147–156, doi:10.1016/s0921-8009(96)80003-6.
 55. Porter, M.E.; van der Linde, C. Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Econ. Costs Consequences Environ. Regul.* **1995**, *9*, 97–188.
 56. Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F.S.I.; Lambin, E.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; et al. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecol. Soc.* **2009**, *14*, art32, doi:10.5751/ES-03180-140232.
 57. Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Owens, S. “A Safe Operating Space for Humanity” (2009). *Futur. Nat.* **2023**, *461*, 491–505, doi:10.2307/j.ctt5vm5bn.53.
 58. Aguilar, A.; Twardowski, T.; Wohlgemuth, R. Bioeconomy for Sustainable Development. *Biotechnol. J.* **2019**, *14*, doi:10.1002/biot.201800638.
 59. Corma, A.; Iborra, S.; Velty, A. Chemical Routes for the Transformation of Biomass into Chemicals. *Chem. Rev.* **2007**, *107*, 2411–2502, doi:10.1021/cr050989d.
 60. Tsolakis, N.; Bam, W.; Srari, J.S.; Kumar, M. Renewable chemical feedstock supply network design: The case of terpenes. *J. Clean. Prod.* **2019**, *222*, 802–822,

doi:10.1016/j.jclepro.2019.02.108.

61. Li, Y.; Zobel, C.W. Exploring supply chain network resilience in the presence of the ripple effect. *Int. J. Prod. Econ.* **2020**, *228*, 107693, doi:10.1016/j.ijpe.2020.107693.
62. International Organisation for Standardization *ISO 31000 - Management du risque - Lignes directrices*; 2018;
63. Cimprich, A. From the outside in. **2017**, doi:10.1136/bmj.b1957.
64. Valdivia, S.; Ugaya, C.M.L.; Hildenbrand, J.; Traverso, M.; Mazijn, B.; Sonnemann, G. A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment—our contribution to Rio+20. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2013**, *18*, 1673–1685, doi:10.1007/s11367-012-0529-1.
65. Valdivia, S.; Sonnemann, G. *Handbook on Life Cycle Sustainability Assessment*; Valdivia, S., Sonneman, G., Eds.; Elgar Handbooks in development, 2024; ISBN 9781800378650.
66. Hake, J.F.; Koj, J.C.; Kuckshinrichs, W.; Schlör, H.; Schreiber, A.; Wulf, C.; Zapp, P.; Ketelaer, T. Towards a Life Cycle Sustainability Assessment of Alkaline Water Electrolysis. *Energy Procedia* **2017**, *105*, 3403–3410, doi:10.1016/j.egypro.2017.03.779.
67. Cinelli, M.; Coles, S.R.; Kirwan, K. Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecol. Indic.* **2014**, *46*, 138–148, doi:10.1016/j.ecolind.2014.06.011.
68. Rödger, J.-M.; Kjær, L.L.; Pagoropoulos, A. Life Cycle Costing: An Introduction. In *Life Cycle Assessment*; Springer International Publishing: Cham, 2018; pp. 373–399.
69. Hunkeler, D.; Lichtenwort, K.; Rebitzer, G. *Environmental life cycle costing*; 2008; ISBN 9781420054736.
70. Neugebauer, S.; Forin, S.; Finkbeiner, M. From life cycle costing to economic life cycle assessment-introducing an economic impact pathway. *Sustain.* **2016**, *8*, 1–23, doi:10.3390/su8050428.
71. UNEP *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and organizations*; 2020;
72. Deshpande, P.C.; Skaar, C.; Brattebø, H.; Fet, A.M. Multi-criteria decision analysis (MCDA) method for assessing the sustainability of end-of-life alternatives for waste

- plastics: A case study of Norway. *Sci. Total Environ.* **2020**, *719*, 137353, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137353.
73. Huang, I.B.; Keisler, J.; Linkov, I. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Sci. Total Environ.* **2011**, *409*, 3578–3594, doi:10.1016/j.scitotenv.2011.06.022.
74. Osman, A.I.; Mehta, N.; Elgarahy, A.M.; Al, A.; Ala, H.; Al, H.; Rooney, D.W. *Conversion of biomass to biofuels and life cycle assessment: a review*; Springer International Publishing, 2021; ISBN 0123456789.
75. Samir, S.; Abdelkarim, E.A.; Elsamahy, T.; Al-tohamy, R.; Li, F.; Kornaros, M.; Zuorro, A.; Zhu, D.; Sun, J. Environmental Science and Ecotechnology Bioplastic production in terms of life cycle assessment: A state-of-the-art review. *Environ. Sci. Ecotechnology* **2023**, *15*, 100254, doi:10.1016/j.esec.2023.100254.
76. Zeug, W.; Bezama, A.; Thrän, D. *Towards a Holistic and Integrated Life Cycle Sustainability Assessment of the Bioeconomy-Background on Concepts, Visions and Measurements*; 2020; ISBN 4934123547.
77. Zeug, W.; Bezama, A.; Thrän, D. LIFE CYCLE SUSTAINABILITY ASSESSMENT A framework for implementing holistic and integrated life cycle sustainability assessment of regional bioeconomy. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2021**, doi:10.1007/s11367-021-01983-1.
78. Zeug, W.; Bezama, A.; Thrän, D. A framework for implementing holistic and integrated life cycle sustainability assessment of regional bioeconomy. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2021**, *26*, 1998–2023, doi:10.1007/s11367-021-01983-1.
79. Stefanova, M.; Tripepi, C.; Zamagni, A.; Masoni, P. Goal and scope in life cycle sustainability analysis: The case of hydrogen production from biomass. *Sustain.* **2014**, *6*, 5463–5475, doi:10.3390/su6085463.
80. Tarne, P.; Traverso, M.; Finkbeiner, M. Review of life cycle sustainability assessment and potential for its adoption at an automotive company. *Sustain.* **2017**, *9*, 1–23, doi:10.3390/su9040670.
81. Wulf, C.; Werker, J.; Ball, C.; Zapp, P.; Kuckshinrichs, W. Review of sustainability assessment approaches based on life cycles. *Sustain.* **2019**, *11*, doi:10.3390/su11205717.
82. Visentin, C.; Trentin, A.W. da S.; Braun, A.B.; Thomé, A. Life cycle sustainability

- assessment: A systematic literature review through the application perspective, indicators, and methodologies. *J. Clean. Prod.* **2020**, *270*, doi:10.1016/j.jclepro.2020.122509.
83. Alejandrino, C.; Mercante, I.; Bovea, M.D. Life cycle sustainability assessment: Lessons learned from case studies. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2021**, *87*, 106517, doi:10.1016/j.eiar.2020.106517.
 84. Backes, J.G.; Traverso, M. Life Cycle Sustainability Assessment—A Survey Based Potential Future Development for Implementation and Interpretation. *Sustainability* **2021**, *13*, 13688, doi:10.3390/su132413688.
 85. Valdivia, S.; Backes, J.G.; Traverso, M.; Sonnemann, G.; Cucurachi, S.; Guinée, J.B.; Schaubroeck, T.; Finkbeiner, M.; Leroy-Parmentier, N.; Ugaya, C.; et al. Principles for the application of life cycle sustainability assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2021**, doi:10.1007/s11367-021-01958-2.
 86. Christopher, M. Logistics and supply chain management: creating value-adding networks. **2011**.
 87. Department of Trade and Industry *Supply Chain Vulnerability*; 2002;
 88. Miller, F.; Osbahr, H.; Boyd, E.; Thomalla, F.; Bharwani, S.; Ziervogel, G.; Walker, B.; Birkmann, J.; Van der Leeuw, S.; Rockström, J.; et al. Resilience and vulnerability: Complementary or conflicting concepts? *Ecol. Soc.* **2010**, *15*, doi:10.5751/ES-03378-150311.
 89. Gassler, B.; von Meyer-Höfer, M.; Spiller, A. Exploring Consumers' Expectations of Sustainability in Mature and Emerging Markets. *J. Glob. Mark.* **2016**, *29*, 71–84, doi:10.1080/08911762.2015.1133869.
 90. Berr, M.; Beloin-Saint-Pierre, D.; Hischier, R.; Hool, A.; Wäger, P. SPOTTER: Assessing supply disruption impacts along the supply chain within Life Cycle Sustainability Assessment. *Clean. Logist. Supply Chain* **2022**, *4*, doi:10.1016/j.clscn.2022.100063.
 91. Deteix, L.; Salou, T.; Drogué, S.; Loiseau, E. The importance of land in resource criticality assessment methods: A first step towards characterising supply risk. *Sci. Total Environ.* **2023**, *880*, doi:10.1016/j.scitotenv.2023.163248.
 92. Sonderegger, T.; Pfister, S.; Hellweg, S. Criticality of Water: Aligning Water and Mineral Resources Assessment. *Environ. Sci. Technol.* **2015**, *49*, 12315–12323, doi:10.1021/acs.est.5b02982.

93. Blengini, G.A.; Nuss, P.; Dewulf, J.; Nita, V.; Talens Peiró, L.; Vidal-Legaz, B.; Latunussa, C.; Mancini, L.; Blagoeva, D.; Pennington, D.; et al. EU methodology for critical raw materials assessment: Policy needs and proposed solutions for incremental improvements. *Resour. Policy* **2017**, *53*, 12–19, doi:10.1016/j.resourpol.2017.05.008.
94. European Commission *Report on critical raw materials for the EU, Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials*; 2014;
95. European Commission Methodology for establishing the EU list of Critical Raw Materials. *Publ. Off. Eur. Union* **2017**, 1–25, doi:10.2873/769526.
96. European Commission Report on Critical Raw Materials for the EU. **2014**, 93–136, doi:10.1017/cbo9781139828598.008.
97. Bach, V.; Berger, M.; Finogenova, N.; Finkbeiner, M. Assessing the availability of terrestrial Biotic Materials in Product Systems (BIRD). *Sustain.* **2017**, *9*, doi:10.3390/su9010137.
98. Frischknecht, R.; Steiner, R.; Arthur, B.; Norbert, E.; Gabi, H. Swiss Ecological Scarcity Method : The New Version 2006. *Cycle* **2006**, *4*.
99. Ioannidou, D.; Pommier, R.; Habert, G.; Sonnemann, G. Evaluating the risks in the construction wood product system through a criticality assessment framework. *Resour. Conserv. Recycl.* **2019**, *146*, 68–76, doi:10.1016/j.resconrec.2019.03.021.
100. Eggert, R.G. Minerals go critical. *Nat. Chem.* **2011**, *3*, 688–691, doi:10.1038/nchem.1116.
101. Leroy-Parmentier, N.; Valdivia, S.; Loubet, P.; Sonnemann, G. Alignment of the life cycle initiative's "principles for the application of life cycle sustainability assessment" with the LCSA practice: A case study review. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2023**, *28*, 704–740, doi:10.1007/s11367-023-02162-0.
102. A.W. Harzing Publish or Perish. In *Available from* <https://harzing.com/resources/publish-or-perish>; 2007.
103. ORIENTING Project *ORIENTING Project (2022) Draft of the Life Cycle Sustainability Assessment methodology for open consultation (V1.0)*; 2022;
104. Finnveden, G.; Hauschild, M.Z.; Ekvall, T.; Guinée, J.; Heijungs, R.; Hellweg, S.; Koehler, A.; Pennington, D.; Suh, S. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.* **2009**, *91*, 1–21, doi:10.1016/j.jenvman.2009.06.018.

105. Verones, F.; Bare, J.; Bulle, C.; Frischknecht, R.; Hauschild, M.; Hellweg, S.; Henderson, A.; Jolliet, O.; Laurent, A.; Liao, X.; et al. LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *J. Clean. Prod.* **2017**, *161*, 957–967, doi:10.1016/j.jclepro.2017.05.206.
106. Souza, R.G.; Salhofer, S.P.; Rosenhead, J.; Lins, M.P.E.; Valle, R. a B. Problem Structuring Methods As an Input To Life Cycle Sustainability Assessment : the Case of Brazilian Weee Reverse Logistics. *Proc. Int. Waste Manag. Landfill Symp. - Sardinia 2013* **2013**.
107. Touceda, M.I.; Neila, F.J.; Degrez, M. Modeling socioeconomic pathways to assess sustainability: a tailored development for housing retrofit. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2018**, *23*, 710–725, doi:10.1007/s11367-016-1194-6.
108. UNEP *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment*, 2011; ISBN 9789280731750.
109. Rosenbaum, R.K.; Hauschild, M.Z.; Boulay, A.-M.; Fantke, P.; Laurent, A.; Núñez, M.; Vieira, M. Life Cycle Impact Assessment. In *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*; 2018; pp. 167–270.
110. Traverso, M.; Valdivia, S.; Luthin, A.; Roche, L.; Arcese, G.; Neugebauer, S.; Petti, L.; D'Eusanio, M.; Tragnone, B.M.; Mankaa, R.; et al. Methodological Sheets for Subcategories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA) 2021. **2021**, 150.
111. Matuščík, J.; Kočí, V. A comparative life cycle assessment of electronic retail of household products. *Sustain.* **2020**, *12*, 1–13, doi:10.3390/su12114604.
112. Selvaraj, A.; Gautam, J.; Verma, S.; Verma, G.; Jain, S. Life cycle sustainability assessment of crops in India. *Curr. Res. Environ. Sustain.* **2021**, *3*, 100074, doi:10.1016/j.crsust.2021.100074.
113. Shah, B.; Unnikrishnan, S. *Model for Life Cycle Sustainability Assessment of Coal Based Electricity Generation in India*; ISBN 0000000227025.
114. Thakur, V.; Chandel, M.K. Sustainability assessment of biodiesel produced from *Jatropha curcas* using life cycle assessment approach. **2021**, doi:10.1038/132817a0.
115. Chung, W.; HUU, N.; Jeong, I. Comparative Life Cycle Sustainability Assessment of Enriched Uranium Supply Scenarios. *Trans. Korean Nucl. Soc. Virtual Spring Meet.* **2020**, 2–5.
116. Zhou, Z.; Jiang, H.; Qin, L. Life cycle sustainability assessment of fuels. *Fuel* **2007**, *86*, 256–263, doi:10.1016/j.fuel.2006.06.004.

117. Nzila, C.; Dewulf, J.; Spanjers, H.; Tuigong, D.; Kiriamiti, H.; van Langenhove, H. Multi criteria sustainability assessment of biogas production in Kenya. *Appl. Energy* **2012**, *93*, 496–506, doi:10.1016/j.apenergy.2011.12.020.
118. Bhambhani, A.; van der Hoek, J.P.; Kapelan, Z. Life cycle sustainability assessment framework for water sector resource recovery solutions: Strengths and weaknesses. *Resour. Conserv. Recycl.* **2022**, *180*, 106151, doi:10.1016/j.resconrec.2021.106151.
119. Ibáñez-Forés, V.; Bovea, M.D.; Azapagic, A. Assessing the sustainability of Best Available Techniques (BAT): Methodology and application in the ceramic tiles industry. *J. Clean. Prod.* **2013**, *51*, 162–176, doi:10.1016/j.jclepro.2013.01.020.
120. Ostermeyer, Y.; Wallbaum, H.; Reuter, F. Multidimensional Pareto optimization as an approach for site-specific building refurbishment solutions applicable for life cycle sustainability assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2013**, *18*, 1762–1779, doi:10.1007/s11367-013-0548-6.
121. Lu, B.; Li, B.; Wang, L.; Yang, J.; Liu, J.; Wang, X.V. Reusability based on life cycle sustainability assessment: Case study on WEEE. *Procedia CIRP* **2014**, *15*, 473–478, doi:10.1016/j.procir.2014.06.046.
122. Yu, M.; Halog, A. *Solar photovoltaic development in Australia—a life cycle sustainability assessment study*; 2015; Vol. 7; ISBN 0000032015065.
123. Aydın, L.; Pinar, A. Economic Input-Output Life Cycle Sustainability Assessment of Electricity Generation in Turkey between 1995 and 2009. *Turkish J. Energy Policy* **2018**, *3*, 50–69.
124. Moslehi, S.; Reddy, T.A. A new quantitative life cycle sustainability assessment framework: Application to integrated energy systems. *Appl. Energy* **2019**, *239*, 482–493, doi:10.1016/j.apenergy.2019.01.237.
125. Mohammadifardi, H.; Knight, M.A.; Unger, A.A.J. Sustainability Assessment of Asset Management Decisions for Wastewater Infrastructure Systems—Implementation of a System Dynamics Model. *Systems* **2019**, *7*, 34, doi:10.3390/systems7030034.
126. Jena, T.; Kaewunruen, S. Life cycle sustainability assessments of an innovative frp composite footbridge. *Sustain.* **2021**, *13*, 1–20, doi:10.3390/su132313000.
127. Contreras-Lisperguer, R.; Batuecas, E.; Mayo, C.; Díaz, R.; Pérez, F.J.; Springer, C. Sustainability assessment of electricity cogeneration from sugarcane bagasse in Jamaica. *J. Clean. Prod.* **2018**, *200*, 390–401, doi:10.1016/j.jclepro.2018.07.322.

128. Yıldız-Geyhan, E.; Yılan, G.; Altun-Çiftçioğlu, G.A.; Kadirgan, M.A.N. Environmental and social life cycle sustainability assessment of different packaging waste collection systems. *Resour. Conserv. Recycl.* **2019**, *143*, 119–132, doi:10.1016/j.resconrec.2018.12.028.
129. Zheng, X.; Easa, S.M.; Ji, T.; Jiang, Z. Incorporating uncertainty into life-cycle sustainability assessment of pavement alternatives. *J. Clean. Prod.* **2020**, *264*, 121466, doi:10.1016/j.jclepro.2020.121466.
130. Man, Y.; Han, Y.; Liu, Y.; Lin, R.; Ren, J. Multi-criteria decision making for sustainability assessment of boxboard production: A life cycle perspective considering water consumption, energy consumption, GHG emissions, and internal costs. *J. Environ. Manage.* **2020**, *255*, 109860, doi:10.1016/j.jenvman.2019.109860.
131. Alvarenga, R.A.F.; Bachmann, T.M.; Cordella, M. *ORIENTING - D1.6 Best available approaches for LCSA*; 2020;
132. Hauschild, M.Z.; Rosenbaum, R.K.; Olsen, S.I. *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*; Hauschild, M.Z., Rosenbaum, R.K., Olsen, S.I., Eds.; Springer International Publishing, 2017; ISBN 9783319564753.
133. Arendt, R.; Bachmann, T.M.; Motoshita, M.; Bach, V.; Finkbeiner, M. Comparison of different monetization methods in LCA: A review. *Sustain.* **2020**, *12*, 1–39, doi:10.3390/su122410493.
134. van der Velden, N.M.; Vogtländer, J.G. Monetisation of external socio-economic costs of industrial production: A social-LCA-based case of clothing production. *J. Clean. Prod.* **2017**, *153*, 320–330, doi:10.1016/j.jclepro.2017.03.161.
135. Morel, S.; Traverso, M.; Preiss, P. Discussion Panel—Assessment of Externalities: Monetisation and Social LCA. In *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies*; Springer Nature, 2018; pp. 391–399.
136. Hall, M.R. A transdisciplinary review of the role of economics in life cycle sustainability assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2015**, *20*, 1625–1639, doi:10.1007/s11367-015-0970-z.
137. Angelo, A.C.M.; Marujo, L.G. Life cycle sustainability assessment and decision-making under uncertainties. *Life Cycle Sustain. Assess. Decis. Methodol. Case Stud.* **2019**, 253–268, doi:10.1016/B978-0-12-818355-7.00012-9.
138. Lloyd, S.; Scanlon, K.; Lengacher, D. Improving Life Cycle Assessment by Considering

- Worker Health and Comparing Alternatives Based on Relative Efficiency. In Proceedings of the Sustainable Automotive Technologies 2012; Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg, 2012; pp. 305–311.
139. Bozhilova-Kisheva, K.P.; Hu, M.M.; van Roekel, E.; Olsen, S.I. An integrated life cycle inventory for demolition processes in the context of life cycle sustainability assessment. *Int. Symp. Life Cycle Assess. Constr. Civ. Eng. Build.* **2012**, *86*, 327–335.
 140. De Luca, A.I.; Molari, G.; Seddaiu, G.; Toscano, A.; Bombino, G.; Ledda, L.; Milani, M.; Vittuari, M. Multidisciplinary and innovative methodologies for sustainable management in agricultural systems. *Environ. Eng. Manag. J.* **2015**, *14*, 1571–1581, doi:10.30638/eemj.2015.169.
 141. Xu, D.; Li, W.; Dong, L. A composite life cycle sustainability index for sustainability prioritization of industrial systems. *Life Cycle Sustain. Assess. Decis. Methodol. Case Stud.* **2019**, 225–252, doi:10.1016/B978-0-12-818355-7.00011-7.
 142. Lindner, M.; Suominen, T.; Palosuo, T.; Garcia-Gonzalo, J.; Verweij, P.; Zudin, S.; Päivinen, R. ToSIA-A tool for sustainability impact assessment of forest-wood-chains. *Ecol. Modell.* **2010**, *221*, 2197–2205, doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.08.006.
 143. Pastare, L.; Romagnoli, F.; Lauka, D.; Dzene, I.; Kuznecova, T. Sustainable use of Macro-Algae for biogas production in latvian conditions: A preliminary study through an integrated MCA and LCA approach. *Environ. Clim. Technol.* **2014**, *13*, 44–56, doi:10.2478/rtuct-2014-0006.
 144. Maier, S.D.; Beck, T.; Vallejo, J.F.; Horn, R.; Söhlemann, J.H.; Nguyen, T.T. Methodological approach for the sustainability assessment of development cooperation projects for built innovations based on the SDGs and life cycle thinking. *Sustain.* **2016**, *8*, 1–26, doi:10.3390/su8101006.
 145. Schau, E.M.; Traverso, M.; Finkbeiner, M. Life cycle approach to sustainability assessment: a case study of remanufactured alternators. *J. Remanufacturing* **2012**, *2*, 1–14, doi:10.1186/2210-4690-2-5.
 146. Ekener, E.; Hansson, J.; Larsson, A.; Peck, P. Developing Life Cycle Sustainability Assessment methodology by applying values-based sustainability weighting - Tested on biomass based and fossil transportation fuels. *J. Clean. Prod.* **2018**, *181*, 337–351, doi:10.1016/j.jclepro.2018.01.211.
 147. Zheng, X.; Easa, S.M.; Yang, Z.; Ji, T.; Jiang, Z. Life-cycle sustainability assessment of pavement maintenance alternatives: Methodology and case study. *J. Clean. Prod.*

- 2019**, 213, 659–672, doi:10.1016/j.jclepro.2018.12.227.
148. Schaubroeck, T.; Rugani, B. A Revision of What Life Cycle Sustainability Assessment Should Entail: Towards Modeling the Net Impact on Human Well-Being. *J. Ind. Ecol.* **2017**, 21, 1464–1477, doi:10.1111/jiec.12653.
149. Befort, N. Going beyond definitions to understand tensions within the bioeconomy: The contribution of sociotechnical regimes to contested fields. *Technol. Forecast. Soc. Change* **2020**, 153, 119923, doi:10.1016/j.techfore.2020.119923.
150. Kamm, B.; Kamm, M. Principles of biorefineries. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **2004**, 64, 137–145, doi:10.1007/s00253-003-1537-7.
151. Slater, C.S.; Savelski, M.J.; Hitchcock, D.; Cavanagh, E.J. Environmental analysis of the life cycle emissions of 2-methyl tetrahydrofuran solvent manufactured from renewable resources. *J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.* **2016**, 51, 487–494, doi:10.1080/10934529.2015.1128719.
152. Pennakem Viridisol M Available online: <https://pennakem.com/viridisol-m/>.
153. Kadam, A.; Nguyen, M.; Kopach, M.; Richardson, P.; Gallou, F.; Wan, Z.K.; Zhang, W. Comparative performance evaluation and systematic screening of solvents in a range of Grignard reactions. *Green Chem.* **2013**, 15, 1880–1888, doi:10.1039/c3gc40702k.
154. Wernet, G.; Bauer, C.; Steubing, B.; Reinhard, J.; Moreno-Ruiz, E.; Weidema, B. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2016**, 21, 1218–1230, doi:10.1007/s11367-016-1087-8.
155. Andreasi Bassi, S.; Biganzoli, F.; Ferrara, N.; Amadei, A.; Valente, A.; Sala, S.; Ardente, F. *Updated characterisation and normalisation factors for the Environmental Footprint 3 . 1 method*; 2023; Vol. JRC130796; ISBN 9789276990697.
156. Maister, K.; Di Noi, C.; Citroth, A.; Srocka, M. PSILCA v.3. *PSILCA Doc.* **2020**.
157. American Chemistry Council Guide to the Business of chemistry. **2023**.
158. Renouf, M.A.; Pagan, R.J.; Wegener, M.K. Life cycle assessment of Australian sugarcane products with a focus on cane processing. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2011**, 16, 125–137, doi:10.1007/s11367-010-0233-y.
159. Dias, M.O.S.; Modesto, M.; Ensinas, A. V.; Nebra, S.A.; Filho, R.M.; Rossell, C.E.V. Improving bioethanol production from sugarcane: Evaluation of distillation, thermal integration and cogeneration systems. *Energy* **2011**, 36, 3691–3703,

doi:10.1016/j.energy.2010.09.024.

160. Supasri, T.; Itsubo, N.; Gheewala, S.H.; Sampattagul, S. Life cycle assessment of maize cultivation and biomass utilization in northern Thailand. *Sci. Rep.* **2020**, *10*, 1–13, doi:10.1038/s41598-020-60532-2.
161. Luo, L.; Van Der Voet, E.; Huppes, G.; Udo De Haes, H.A. Allocation issues in LCA methodology: A case study of corn stover-based fuel ethanol. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2009**, *14*, 529–539, doi:10.1007/s11367-009-0112-6.
162. Win, D.T. Furfural-gold from garbage. *Au J Technol* **2005**, *8*, 185–190, doi:<https://repository.au.edu/handle/6623004553/12943>.
163. Schöppe, H.; Kleine-Möllhoff, P.; Eppe, R. Energy and Material Flows and Carbon Footprint Assessment Concerning the Production of HMF and Furfural from a Cellulosic Biomass. *Processes* **2020**, *8*, 119, doi:10.3390/pr8010119.
164. Illovo Sugar Illovo Sugar - Sustainability Available online: <https://www.illovosugarafrika.com/sustainability>.
165. Central Romana Central Romana - Environment Available online: <https://centralromana.com.do/compromiso-social/housing-and-environment/?lang=en>.
166. Central Romana Central Romana - Services Available online: <https://centralromana.com.do/estructura-corporativa/servicios-2/?lang=en>.
167. Gunukula, S.; Klein, S.J.W.; Pendse, H.P.; DeSisto, W.J.; Wheeler, M.C. Techno-economic analysis of thermal deoxygenation based biorefineries for the coproduction of fuels and chemicals. *Appl. Energy* **2018**, *214*, 16–23, doi:<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.01.065>.
168. Doka, G. Life cycle inventories of waste treatment services. *Ecoinvent Rep. No. 13* **2007**.
169. CNRS - DGDR 4-DECHETS INDUSTRIELS SPECIAUX (DIS) HORS ACTIVITES SCIENTIFIQUES Cette. 113–138.
170. United Nations Economic and Social Council Concluding observations on the third periodic report of China, including Hong Kong, China, and Macao, China.
171. ChemAnalyst Tetrahydrofuran Price Trends and Forecast Available online: <https://www.chemanalyst.com/Pricing-data/tetrahydrofuran-1213>.
172. Sandin, G.; Røyne, F.; Berlin, J.; Peters, G.M.; Svanström, M. Allocation in LCAs of

- biorefinery products: Implications for results and decision-making. *J. Clean. Prod.* **2015**, 93, 213–221, doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.013.
173. Nieder-Heitmann, M.; Haigh, K.F.; Görgens, J.F. Life cycle assessment and multi-criteria analysis of sugarcane biorefinery scenarios: Finding a sustainable solution for the South African sugar industry. *J. Clean. Prod.* **2019**, 239, doi:10.1016/j.jclepro.2019.118039.
174. International Organisation for Standardization ISO 26000 - Social Responsibility. **2010**.
175. International Organisation for Standardization *ISO 14001:2015 - Systèmes de management environnemental - Exigences et lignes directrices pour son utilisation*; 2015;
176. International Organisation for Standardization ISO/CD 14075 - Principles and framework for social life cycle assessment Available online: <https://www.iso.org/standard/61118.html>.
177. Pihkola, H.; Cordella, M.; Katri, B.; Horn, R.; Zamagni, A.; Zanchi, L.; Harmens, R.; Sonderegger, T.; Cadena Martinez, E.; Bachmann, T.M.; et al. ORIENTING D2.3 - LCSA methodology to be implemented in WP4 demonstrations. **2022**, 1–208.
178. Marin-Ferrer, M.; Vernaccini, L.; Poljansek, K. *Index for Risk Management INFORM Concept and Methodology Report - Version 2017*; 2017; ISBN 978-92-79-69698-5.
179. Deteix, L.; Salou, T.; Loiseau, E. Implementation of resource supply risk characterisation factors in the life cycle assessment of food products: Application to contrasting bread supply chains. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2024**, doi:10.1007/s11367-023-02276-5.
180. WULCA AWARE Available online: <https://wulca-waterlca.org/aware/what-is-aware/> (accessed on Aug 31, 2022).
181. Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S.E.; Fetzer, I.; Bennett, E.M.; Biggs, R.; Carpenter, S.R.; De Vries, W.; De Wit, C.A.; et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science (80-.)*. **2015**, 347, doi:10.1126/science.1259855.
182. Sala, S.; Benini, L.; Crenna, E.; Secchi, M. *Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA*; 2016; ISBN 9789279646676.
183. Sala, S.; Crenna, E.; Secchi, M.; Sanyé-Mengual, E. Environmental sustainability of European production and consumption assessed against planetary boundaries. *J. Environ. Manage.* **2020**, 269, doi:10.1016/j.jenvman.2020.110686.

184. Ryberg, M.W.; Andersen, M.M.; Owsianiak, M.; Hauschild, M.Z. Downscaling the planetary boundaries in absolute environmental sustainability assessments – A review. *J. Clean. Prod.* **2020**, *276*, doi:10.1016/j.jclepro.2020.123287.
185. Wheeler, J.; Galán-Martín, Á.; Mele, F.D.; Guillén-Gosálbez, G. Designing biomass supply chains within planetary boundaries. *AIChE J.* **2021**, *67*, 1–15, doi:10.1002/aic.17131.
186. Sala, S.; Cerutti, A.K.; Pant, R. *Development of a weighting approach for the Environmental Footprint*, 2018; ISBN 97892796804127.
187. Grinberg, M.; Ackermann, R.; Finkbeiner, M. Ecological scarcity method: Adaptation and implementation for different countries. *Environ. Clim. Technol.* **2012**, *10*, 9–15, doi:10.2478/v10145-012-0019-5.
188. FAO FAOStats database Available online: <https://www.fao.org/faostat/fr/#data/FO> (accessed on Aug 31, 2022).
189. World bank World Governance Index Available online: <https://info.worldbank.org/governance/wgi/> (accessed on Aug 31, 2022).
190. Zabed, H.; Sahu, J.N.; Boyce, A.N.; Faruq, G. Fuel ethanol production from lignocellulosic biomass: An overview on feedstocks and technological approaches. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2016**, *66*, 751–774, doi:10.1016/j.rser.2016.08.038.
191. Kuhad, R.C.; Singh, A.; Eriksson, K.E. Microorganisms and enzymes involved in the degradation of plant fiber cell walls. *Adv. Biochem. Eng. Biotechnol.* **1997**, *57*, 45–125, doi:10.1007/bfb0102072.
192. Kaufmann, D.; Kraay, A.; Mastruzzi, M. The Worldwide Governance Indicators: Methodology and Analytical Issues. *SSRN - Soc. Sci. Res. Netw.* **2010**, doi:<https://ssrn.com/abstract=1682130>.
193. Curmi, H.; Chirat, C.; Brochier Salon, M.-C.; Lachenal, D. Effect of autohydrolysis on alkaline delignification of mixed hardwood chips and on lignin structure. *Holzforschung* **2018**, *72*, 631–636, doi:10.1515/hf-2017-0196.
194. Cimprich, A.; Young, S.B.; Helbig, C.; Gemechu, E.D.; Thorenz, A.; Tuma, A.; Sonnemann, G. Extension of geopolitical supply risk methodology: Characterization model applied to conventional and electric vehicles. *J. Clean. Prod.* **2017**, *162*, 754–763, doi:10.1016/j.jclepro.2017.06.063.
195. Sprecher, B.; Daigo, I.; Murakami, S.; Kleijn, R.; Vos, M.; Kramer, G.J. Framework for

- Resilience in Material Supply Chains, With a Case Study from the 2010 Rare Earth Crisis. *Environ. Sci. Technol.* **2015**, *49*, 6740–6750, doi:10.1021/acs.est.5b00206.
196. De Benedetto, L.; Klemeš, J. The Environmental Performance Strategy Map: an integrated LCA approach to support the strategic decision-making process. *J. Clean. Prod.* **2009**, *17*, 900–906, doi:10.1016/j.jclepro.2009.02.012.
197. Moriizumi, Y.; Matsui, N.; Hondo, H. Simplified life cycle sustainability assessment of mangrove management: A case of plantation on wastelands in Thailand. *J. Clean. Prod.* **2010**, *18*, 1629–1638, doi:10.1016/j.jclepro.2010.07.017.
198. Weiss, M.; Gmelin, T.; Sun, X.; Dzikus, N. Enhanced assessment of the air transportation system. *11th AIAA Aviat. Technol. Integr. Oper. Conf. Incl. AIAA Balloon Syst. Conf. 19th AIAA Light. Technol. Conf.* **2011**, doi:10.2514/6.2011-6888.
199. Azapagic, A.; Stichnothe, H. *Life cycle sustainability assessment of biofuels*; Woodhead Publishing Limited, 2011; ISBN 9780857090492.
200. Gheewala, S.H.; Bonnet, S.; Prueksakorn, K.; Nilsalab, P. Sustainability assessment of a biorefinery complex in Thailand. *Sustainability* **2011**, *3*, 518–530, doi:10.3390/su3030518.
201. Mitropoulos, L.K.; Prevedouros, P.D. Sustainability Framework for the Life Cycle Assessment of Light-Duty Vehicles. In Proceedings of the ICCTP 2011: Towards Sustainable transportation Systems; 2011; pp. 4407–4419.
202. Dobon, A.; Cordero, P.; Kreft, F.; Østergaard, S.R.; Robertsson, M.; Smolander, M.; Hortal, M. The sustainability of communicative packaging concepts in the food supply chain. A case study: Part 1. Life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2011**, *16*, 168–177, doi:10.1007/s11367-011-0257-y.
203. Dobon, A.; Cordero, P.; Kreft, F.; Østergaard, S.R.; Antvorskov, H.; Robertsson, M.; Smolander, M.; Hortal, M. The sustainability of communicative packaging concepts in the food supply chain. A case study: Part 2. Life cycle costing and sustainability assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2011**, *16*, 537–547, doi:10.1007/s11367-011-0291-9.
204. Chang, Y.-J.; Schau, E.; Finkbeiner, M. Application of Life Cycle Sustainability Assessment to the Bamboo and Aluminum Bicycle in Surveying Social Risks of Developing Countries. **2019**, 953, doi:10.3390/wsf2-00953.
205. Shiau, T.A.; Chuang, Y.R. Evaluating gravel transport sustainability: A case study of

- Taiwan's northeast corridor. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2012**, *17*, 287–292, doi:10.1016/j.trd.2012.01.003.
206. Menikpura, S.N.M.; Gheewala, S.H.; Bonnet, S. Framework for life cycle sustainability assessment of municipal solid waste management systems with an application to a case study in Thailand. *Waste Manag. Res.* **2012**, *30*, 708–719, doi:10.1177/0734242X12444896.
207. Amienyo, D. Life cycle sustainability assessment in the UK beverage sector. **2012**.
208. Stamford, L. Life cycle sustainability assessment of electricity generation: a methodology and an application in the UK context. **2012**, 1–468.
209. Stamford, L.; Azapagic, A. Life cycle sustainability assessment of electricity options for the UK. *Int. J. Energy Res.* **2012**, *36*, 1263–1290, doi:10.1002/er.2962.
210. Traverso, M.; Finkbeiner, M.; Jørgensen, A.; Schneider, L. Life Cycle Sustainability Dashboard. *J. Ind. Ecol.* **2012**, *16*, 680–688, doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00497.x.
211. You, F.; Tao, L.; Graziano, D.J.; Snyder, S.W. Optimal Design of Sustainable Cellulosic Biofuel Supply Chains: Multiobjective Optimization Coupled with Life Cycle Assessment and Input–Output Analysis. *AIChE J.* **2012**, *59*, 215–228, doi:10.1002/aic.
212. Traverso, M.; Asdrubali, F.; Francia, A.; Finkbeiner, M. Towards life cycle sustainability assessment: An implementation to photovoltaic modules. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2012**, *17*, 1068–1079, doi:10.1007/s11367-012-0433-8.
213. Vinyes, E.; Oliver-Solà, J.; Ugaya, C.; Rieradevall, J.; Gasol, C.M. Application of LCSA to used cooking oil waste management. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2013**, *18*, 445–455, doi:10.1007/s11367-012-0482-z.
214. Menikpura, S.N.M.; Gheewala, S.H.; Bonnet, S.; Chiemchaisri, C. Evaluation of the effect of recycling on sustainability of municipal solid waste management in Thailand. *Waste and Biomass Valorization* **2013**, *4*, 237–257, doi:10.1007/s12649-012-9119-5.
215. Foolmaun, R.K.; Ramjeawon, T. Life cycle sustainability assessments (LCSA) of four disposal scenarios for used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. *Environ. Dev. Sustain.* **2013**, *15*, 783–806, doi:10.1007/s10668-012-9406-0.
216. Valente, C.; Modahl, I.S.; Askham, C. *Method development for Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) of New Norwegian Biorefinery*, 2013; ISBN 9788275207119.
217. Zortea, R.B.; Maciel, V.G.; Passuello, A. Sustainability assessment of soybean

- production in Southern Brazil: A life cycle approach. *Sustain. Prod. Consum.* **2018**, *13*, 102–112, doi:10.1016/j.spc.2017.11.002.
218. Kucukvar, M.; Tatari, O. Towards a triple bottom-line sustainability assessment of the U.S. construction industry. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2013**, *18*, 958–972, doi:10.1007/s11367-013-0545-9.
219. Hacatoglu, K. A systems approach to assessing the sustainability of hybrid community energy systems. **2014**, 275.
220. Mjörnell, K.; Boss, A.; Lindahl, M.; Molnar, S. A tool to evaluate different renovation alternatives with regard to sustainability. *Sustain.* **2014**, *6*, 4227–4245, doi:10.3390/su6074227.
221. Wafa, W.; Sharaai, A.H.; Matthew, N.K.; Ho, S.A.J.; Akhundzada, N.A. Organizational Life Cycle Sustainability Assessment (OLCSA) for a Higher Education Institution as an Organization: A Systematic Review and Bibliometric Analysis. *Sustain.* **2022**, *14*, doi:10.3390/su14052616.
222. Martínez-Blanco, J.; Lehmann, A.; Muñoz, P.; Antón, A.; Traverso, M.; Rieradevall, J.; Finkbeiner, M. Application challenges for the social Life Cycle Assessment of fertilizers within life cycle sustainability assessment. *J. Clean. Prod.* **2014**, *69*, 34–48, doi:10.1016/j.jclepro.2014.01.044.
223. Busset, G.; Belaud, J.; Montréjaud-Vignoles, M. Integrated approach for agro-process design guided by sustainability evaluation: application to the olive oil production. *5th Int. Conf. Eng. Waste Biomass Valoris.* **2014**.
224. Müller-Lindenlauf, M.; Cornelius, C.; Gärtner, S.; Reinhardt, G.; Rettenmaier, N.; Schorb, A.; Bhattacharya, A.; Komodromos, C. Integrated sustainability assessment of SUPRABIO biorefineries. **2014**, 2014.
225. Rettenmaier, N.; Harter, R.; Himmler, H.; Keller, H.; Kretschmer, W.; Reinhardt, G.; Scheurlen, K. Integrated sustainability assessment of the BIOCORE biorefinery concept. **2014**.
226. Onat, N.C.; Kucukvar, M.; Tatari, O. Integrating triple bottom line input-output analysis into life cycle sustainability assessment framework: The case for US buildings. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2014**, *19*, 1488–1505, doi:10.1007/s11367-014-0753-y.
227. Sims, R. Life Cycle Sustainability Assessment of the Electrification of Residential Heat Supply in UK Cities. *PQDT - UK Irel.* **2014**, 450.

228. Stamford, L.; Azapagic, A. Life cycle sustainability assessment of UK electricity scenarios to 2070. *Energy Sustain. Dev.* **2014**, *23*, 194–211, doi:10.1016/j.esd.2014.09.008.
229. Valente, C. *Sustainability assessment of chestnut and invaded coppice forests in Piedmont region (Italy)*; 2014;
230. Maxim, A. Sustainability assessment of electricity generation technologies using weighted multi-criteria decision analysis. *Energy Policy* **2014**, *65*, 284–297, doi:10.1016/j.enpol.2013.09.059.
231. Santoyo-Castelazo, E.; Azapagic, A. Sustainability assessment of energy systems: Integrating environmental, economic and social aspects. *J. Clean. Prod.* **2014**, *80*, 119–138, doi:10.1016/j.jclepro.2014.05.061.
232. Subramanian, K.; Chopra, S.S.; Ashton, W.S. Capital-based life cycle sustainability assessment: Evaluation of potential industrial symbiosis synergies. *J. Ind. Ecol.* **2021**, *25*, 1161–1176, doi:10.1111/jiec.13135.
233. Onat, N.C.; Kucukvar, M.; Tatari, O. *Towards life cycle sustainability assessment of alternative passenger vehicles*; 2014; Vol. 6; ISBN 1407823655.
234. Noori, M.; Kucukvar, M.; Tatari, O. A macro-level decision analysis of wind power as a solution for sustainable energy in the USA. *Int. J. Sustain. Energy* **2015**, *34*, 629–644, doi:10.1080/14786451.2013.854796.
235. Li, H.; Nitivattananon, V.; Li, P. Developing a sustainability assessment model to analyze China's municipal solid waste management enhancement strategy. *Sustain.* **2015**, *7*, 1116–1141, doi:10.3390/su7021116.
236. Buchert, T.; Neugebauer, S.; Schenker, S.; Lindow, K.; Stark, R. Multi-criteria decision making as a tool for sustainable product development - Benefits and obstacles. *Procedia CIRP* **2015**, *26*, 70–75, doi:10.1016/j.procir.2014.07.110.
237. Ren, J.; Manzardo, A.; Mazzi, A.; Zuliani, F.; Scipioni, A. Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2015**, *20*, 842–853, doi:10.1007/s11367-015-0877-8.
238. Jin, Q.; Borthwick, A.G.L. An advanced micro-bio-loop to produce biogas. *J. Clean. Prod.* **2016**, *139*, 1094–1097, doi:10.1016/j.jclepro.2016.08.136.
239. Atilgan, B.; Azapagic, A. An integrated life cycle sustainability assessment of electricity

- generation in Turkey. *Energy Policy* **2016**, *93*, 168–186, doi:10.1016/j.enpol.2016.02.055.
240. Sen, B.; Kucukvar, M.; Onat, N.C.; Tatari, O. Life cycle sustainability assessment of autonomous heavy-duty trucks. *J. Ind. Ecol.* **2020**, *24*, 149–164, doi:10.1111/jiec.12964.
241. Onat, N.C.; Gumus, S.; Kucukvar, M.; Tatari, O. Application of the TOPSIS and intuitionistic fuzzy set approaches for ranking the life cycle sustainability performance of alternative vehicle technologies. *Sustain. Prod. Consum.* **2016**, *6*, 12–25, doi:10.1016/j.spc.2015.12.003.
242. Reuter, B. Assessment of sustainability issues for the selection of materials and technologies during product design: a case study of lithium-ion batteries for electric vehicles. *Int. J. Interact. Des. Manuf.* **2016**, *10*, 217–227, doi:10.1007/s12008-016-0329-0.
243. Onat, N.C.; Kucukvar, M.; Tatari, O.; Zheng, Q.P. Combined application of multi-criteria optimization and life-cycle sustainability assessment for optimal distribution of alternative passenger cars in U.S. *J. Clean. Prod.* **2016**, *112*, 291–307, doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.021.
244. Galán-Martín, Á.; Guillén-Gosálbez, G.; Stamford, L.; Azapagic, A. Enhanced data envelopment analysis for sustainability assessment: A novel methodology and application to electricity technologies. *Comput. Chem. Eng.* **2016**, *90*, 188–200, doi:10.1016/j.compchemeng.2016.04.022.
245. Choi, K.; Lee, H.W.; Mao, Z.; Lavy, S.; Ryoo, B.Y. Environmental, Economic, and Social Implications of Highway Concrete Rehabilitation Alternatives. *J. Constr. Eng. Manag.* **2016**, *142*, 04015079, doi:10.1061/(asce)co.1943-7862.0001063.
246. Neugebauer, S. Enhancing Life Cycle Sustainability Assessment Tiered Approach and new Characterization Models for Social Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing. **2016**, *214*, doi:10.14279/depositonce-5644.
247. Onat, N.C.; Kucukvar, M.; Tatari, O.; Egilmez, G. Integration of system dynamics approach toward deepening and broadening the life cycle sustainability assessment framework: a case for electric vehicles. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2016**, *21*, 1009–1034, doi:10.1007/s11367-016-1070-4.
248. Gumus, S.; Kucukvar, M.; Tatari, O. Intuitionistic fuzzy multi-criteria decision making framework based on life cycle environmental, economic and social impacts: The case of U.S. wind energy. *Sustain. Prod. Consum.* **2016**, *8*, 78–92,

doi:10.1016/j.spc.2016.06.006.

249. Aziz, R.; Chevakidagarn, P.; Danteravanich, S. Life cycle sustainability assessment of community composting of agricultural and agro industrial wastes. *J. Sustain. Sci. Manag.* **2016**, *11*, 57–69.
250. Huang, B.; Mauerhofer, V. Life cycle sustainability assessment of ground source heat pump in Shanghai, China. *J. Clean. Prod.* **2016**, *119*, 207–214, doi:10.1016/j.jclepro.2015.08.048.
251. Gencturk, B.; Hossain, K.; Lahourpour, S. Life cycle sustainability assessment of RC buildings in seismic regions. *Eng. Struct.* **2016**, *110*, 347–362, doi:10.1016/j.engstruct.2015.11.037.
252. Kalbar, P.P.; Karmakar, S.; Asolekar, S.R. Life cycle-based decision support tool for selection of wastewater treatment alternatives. *J. Clean. Prod.* **2016**, *117*, 64–72, doi:10.1016/j.jclepro.2016.01.036.
253. Luu, L.Q.; Halog, A. Rice Husk Based Bioelectricity vs. Coal-fired Electricity: Life Cycle Sustainability Assessment Case Study in Vietnam. *Procedia CIRP* **2016**, *40*, 73–78, doi:10.1016/j.procir.2016.01.058.
254. Sou, W.I.; Chu, A.; Chiueh, P.T. Sustainability assessment and prioritisation of bottom ash management in Macao. *Waste Manag. Res.* **2016**, *34*, 1275–1282, doi:10.1177/0734242X16665914.
255. AL-Nassar, F.; Ruparathna, R.; Chhipi-Shrestha, G.; Haider, H.; Hewage, K.; Sadiq, R. Sustainability assessment framework for low rise commercial buildings: life cycle impact index-based approach. *Clean Technol. Environ. Policy* **2016**, *18*, 2579–2590, doi:10.1007/s10098-016-1168-1.
256. Ren, J.; Xu, D.; Cao, H.; Wei, S.; Dong, L.; Goodsite, M.E. Sustainability Decision Support Framework for Industrial System Prioritization. *AIChE J.* **2016**, *59*, 215–228, doi:10.1002/aic.
257. Azapagic, A.; Stamford, L.; Youds, L.; Barteczko-Hibbert, C. Towards sustainable production and consumption: A novel DEcision-Support Framework IntegRating Economic, Environmental and Social Sustainability (DESIREs). *Comput. Chem. Eng.* **2016**, *91*, 93–103, doi:10.1016/j.compchemeng.2016.03.017.
258. Onat, N.C.; Kucukvar, M.; Tatari, O. Uncertainty-embedded dynamic life cycle sustainability assessment framework: An ex-ante perspective on the impacts of

- alternative vehicle options. *Energy* **2016**, *112*, 715–728, doi:10.1016/j.energy.2016.06.129.
259. van Kempen, E.A.; Spiliotopoulou, E.; Stojanovski, G.; de Leeuw, S. Using life cycle sustainability assessment to trade off sourcing strategies for humanitarian relief items. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2017**, *22*, 1718–1730, doi:10.1007/s11367-016-1245-z.
260. Lolli, F.; Ishizaka, A.; Gamberini, R.; Rimini, B.; Ferrari, A.M.; Marinelli, S.; Savazza, R. Waste treatment: an environmental, economic and social analysis with a new group fuzzy PROMETHEE approach. *Clean Technol. Environ. Policy* **2016**, *18*, 1317–1332, doi:10.1007/s10098-015-1087-6.
261. Li, T.; Roskilly, A.P.; Wang, Y. A Regional Life Cycle Sustainability Assessment Approach and its Application on Solar Photovoltaic. *Energy Procedia* **2017**, *105*, 3320–3325, doi:10.1016/j.egypro.2017.03.757.
262. Stark, R.; Buchert, T.; Neugebauer, S.; Bonvoisin, J.; Finkbeiner, M. Benefits and obstacles of sustainable product development methods: A case study in the field of urban mobility. *Des. Sci.* **2017**, *3*, 1–30, doi:10.1017/dsj.2017.20.
263. Jin, Q.; Yang, Y.; Li, A.; Liu, F.; Shan, A. Comparison of biogas production from an advanced micro-bio-loop and conventional system. *J. Clean. Prod.* **2017**, *148*, 245–253, doi:10.1016/j.jclepro.2017.02.021.
264. Atilgan, B.; Azapagic, A. Energy challenges for Turkey: Identifying sustainable options for future electricity generation up to 2050. *Sustain. Prod. Consum.* **2017**, *12*, 234–254, doi:10.1016/j.spc.2017.02.001.
265. Wulf, C.; Zapp, P.; Schreiber, A.; Marx, J.; Schlör, H. Lessons Learned from a Life Cycle Sustainability Assessment of Rare Earth Permanent Magnets. *J. Ind. Ecol.* **2017**, *21*, 1578–1590, doi:10.1111/jiec.12575.
266. Hannouf, M.; Assefa, G. Life cycle sustainability assessment for sustainability improvements: A case study of high-density polyethylene production in Alberta, Canada. *Sustain.* **2017**, *9*, doi:10.3390/su9122332.
267. Xu, D.; Lv, L.; Ren, J.; Shen, W.; Wei, S.; Dong, L. Life cycle sustainability assessment of chemical processes: A vector-based three-dimensional algorithm coupled with AHP. *Ind. Eng. Chem. Res.* **2017**, *56*, 11216–11227, doi:10.1021/acs.iecr.7b02041.
268. Akber, M.Z.; Thaheem, M.J.; Arshad, H. Life cycle sustainability assessment of electricity generation in Pakistan: Policy regime for a sustainable energy mix. *Energy*

- Policy* **2017**, 111, 111–126, doi:10.1016/j.enpol.2017.09.022.
269. Wang, J.J.; Wang, Y.F.; Sun, Y.W.; Tingley, D.D.; Zhang, Y.R. Life cycle sustainability assessment of fly ash concrete structures. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2017**, 80, 1162–1174, doi:10.1016/j.rser.2017.05.232.
270. Jasmin Cooper Life Cycle Sustainability Assessment of Shale Gas in the UK. **2017**.
271. Luu, L.Q.; Halog, A. *Life Cycle Sustainability Assessment: A Holistic Evaluation of Social, Economic, and Environmental Impacts*; Elsevier Inc., 2016; ISBN 9780128020647.
272. Ren, J.; Liang, H. Measuring the sustainability of marine fuels: A fuzzy group multi-criteria decision making approach. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2017**, 54, 12–29, doi:10.1016/j.trd.2017.05.004.
273. Ren, J.; Ren, X.; Liang, H.; Dong, L.; Zhang, L.; Luo, X.; Yang, Y.; Gao, Z. Multi-actor multi-criteria sustainability assessment framework for energy and industrial systems in life cycle perspective under uncertainties. Part 2: improved extension theory. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2017**, 22, 1406–1417, doi:10.1007/s11367-016-1252-0.
274. Aleisa, E.; Al-Jarallah, R. A triple bottom line evaluation of solid waste management strategies: a case study for an arid Gulf State, Kuwait. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2018**, 23, 1460–1475, doi:10.1007/s11367-017-1410-z.
275. Ma, J.; Harstvedt, J.D.; Dunaway, D.; Bian, L.; Jaradat, R. An exploratory investigation of Additively Manufactured Product life cycle sustainability assessment. *J. Clean. Prod.* **2018**, 192, 55–70, doi:10.1016/j.jclepro.2018.04.249.
276. Opher, T.; Friedler, E.; Shapira, A. Comparative life cycle sustainability assessment of urban water reuse at various centralization scales. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2019**, 24, 1319–1332, doi:10.1007/s11367-018-1469-1.
277. De Luca, A.I.; Falcone, G.; Stillitano, T.; Iofrida, N.; Strano, A.; Gulisano, G. Evaluation of sustainable innovations in olive growing systems: A Life Cycle Sustainability Assessment case study in southern Italy. *J. Clean. Prod.* **2018**, 171, 1187–1202, doi:10.1016/j.jclepro.2017.10.119.
278. Nguyen, T.A.; Kuroda, K.; Otsuka, K. Inclusive impact assessment for the sustainability of vegetable oil-based biodiesel – Part I: Linkage between inclusive impact index and life cycle sustainability assessment. *J. Clean. Prod.* **2017**, 166, 1415–1427, doi:10.1016/j.jclepro.2017.08.059.

279. Kouloumpis, V.; Azapagic, A. Integrated life cycle sustainability assessment using fuzzy inference: A novel FELICITA model. *Sustain. Prod. Consum.* **2018**, *15*, 25–34, doi:10.1016/j.spc.2018.03.002.
280. Sánchez Berriel, S.; Ruiz, Y.; Sánchez, I.R.; Martirena, J.F.; Rosa, E.; Habert, G. Introducing low carbon cement in Cuba - A life cycle sustainability assessment study. In *Proceedings of the Calcined Clay for Sustainable concrete 2017*; 2017.
281. Ren, J. Life cycle aggregated sustainability index for the prioritization of industrial systems under data uncertainties. *Comput. Chem. Eng.* **2018**, *113*, 253–263, doi:10.1016/j.compchemeng.2018.03.015.
282. Corona, B.; San Miguel, G. Life cycle sustainability analysis applied to an innovative configuration of concentrated solar power. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2019**, *24*, 1444–1460, doi:10.1007/s11367-018-1568-z.
283. Zajáros, A.; Szita, K.; Matolcsy, K.; Horváth, D. Life cycle sustainability assessment of DMSO solvent recovery from hazardous waste water. *Period. Polytech. Chem. Eng.* **2018**, *62*, 305–309, doi:10.3311/PPch.11097.
284. Li, T.; Roskilly, A.P.; Wang, Y. Life cycle sustainability assessment of grid-connected photovoltaic power generation: A case study of Northeast England. *Appl. Energy* **2018**, *227*, 465–479, doi:10.1016/j.apenergy.2017.07.021.
285. Ren, J.; Toniolo, S. Life cycle sustainability decision-support framework for ranking of hydrogen production pathways under uncertainties: An interval multi-criteria decision making approach. *J. Clean. Prod.* **2018**, *175*, 222–236, doi:10.1016/j.jclepro.2017.12.070.
286. Kamali, M.; Hewage, K.; Milani, A.S. Life cycle sustainability performance assessment framework for residential modular buildings: Aggregated sustainability indices. *Build. Environ.* **2018**, *138*, 21–41, doi:10.1016/j.buildenv.2018.04.019.
287. Ren, J.; Ren, X.; Dong, L.; Manzardo, A.; He, C.; Pan, M. Multiactor multicriteria decision making for life cycle sustainability assessment under uncertainties. *AIChE J.* **2018**, *64*, 2103–2112, doi:10.1002/aic.16149.
288. Ren, J. Multi-criteria decision making for the prioritization of energy systems under uncertainties after life cycle sustainability assessment. *Sustain. Prod. Consum.* **2018**, *16*, 45–57, doi:10.1016/j.spc.2018.06.005.
289. Pérez-López, P.; Feijoo, G.; Moreira, M.T. Sustainability Assessment of Blue

- Biotechnology Processes: Addressing Environmental, Social and Economic Dimensions. In *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies*; 2018; pp. 475–486 ISBN 9783319669816.
290. Balasbaneh, A.T.; Marsono, A.K. Bin; Khaleghi, S.J. Sustainability choice of different hybrid timber structure for low medium cost single-story residential building: Environmental, economic and social assessment. *J. Build. Eng.* **2018**, *20*, 235–247, doi:10.1016/j.jobbe.2018.07.006.
 291. Gholipour, Y.; Hasheminasab, H.; Kharrazi, M.; Streimikis, J. Sustainability criteria assessment for life-cycle phases of petroleum refinery projects by MADM technique. *E a M Ekon. a Manag.* **2018**, *21*, 75–87, doi:10.15240/tul/001/2018-3-005.
 292. Nathanail, E.; Mitropoulos, L.; Karakikes, I.; Adamos, G. Sustainability Framework for Assessing Urban Freight Transportation Measures. *Logist. Sustain. Transp.* **2018**, *9*, 16–36, doi:10.2478/jlst-2018-0007.
 293. Cooper, J.; Stamford, L.; Azapagic, A. Sustainability of UK shale gas in comparison with other electricity options: Current situation and future scenarios. *Sci. Total Environ.* **2018**, *619–620*, 804–814, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.140.
 294. Wulf, C.; Werker, J.; Zapp, P.; Schreiber, A.; Schlör, H.; Kuckshinrichs, W. Sustainable Development Goals as a Guideline for Indicator Selection in Life Cycle Sustainability Assessment. *Procedia CIRP* **2018**, *69*, 59–65, doi:10.1016/j.procir.2017.11.144.
 295. Chen, W.; Holden, N.M. Tiered life cycle sustainability assessment applied to a grazing dairy farm. *J. Clean. Prod.* **2018**, *172*, 1169–1179, doi:10.1016/j.jclepro.2017.10.264.
 296. Mahbub, N.; Oyedun, A.O.; Zhang, H.; Kumar, A.; Poganietz, W.R. A life cycle sustainability assessment (LCSA) of oxymethylene ether as a diesel additive produced from forest biomass. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2019**, *24*, 881–899, doi:10.1007/s11367-018-1529-6.
 297. Ferrari, A.M.; Volpi, L.; Pini, M.; Siligardi, C.; García-Muiña, F.E.; Settembre-Blundo, D. Building a sustainability benchmarking framework of ceramic tiles based on life cycle sustainability assessment (LCSA). *Resources* **2019**, *8*, doi:10.3390/resources8010011.
 298. Liu, S. Development of a building-specific life cycle sustainability assessment model, 2019.
 299. Onat, N.C.; Kucukvar, M.; Aboushaqrah, N.N.M.; Jabbar, R. How sustainable is electric mobility? A comprehensive sustainability assessment approach for the case of Qatar.

- Appl. Energy* **2019**, *250*, 461–477, doi:10.1016/j.apenergy.2019.05.076.
300. Roinioti, A.; Koroneos, C. Integrated life cycle sustainability assessment of the Greek interconnected electricity system. *Sustain. Energy Technol. Assessments* **2019**, *32*, 29–46, doi:10.1016/j.seta.2019.01.003.
 301. Hoque, N.; Biswas, W.; Mazhar, I.; Howard, I. LCSA framework for assessing sustainability of alternative fuels for transport sector. *Chem. Eng. Trans.* **2019**, *72*, 103–108, doi:10.3303/CET1972018.
 302. Vogt Gwerder, Y.; Marques, P.; Dias, L.C.; Freire, F. Life beyond the grid: A Life-Cycle Sustainability Assessment of household energy needs. *Appl. Energy* **2019**, *255*, 113881, doi:10.1016/j.apenergy.2019.113881.
 303. Stamford, L. *Life cycle sustainability assessment in the energy sector*; Elsevier Inc., 2019; ISBN 9780128155813.
 304. Balieu, R.; Chen, F.; Kringos, N. Life cycle sustainability assessment of electrified road systems. *Road Mater. Pavement Des.* **2019**, *20*, S19–S33, doi:10.1080/14680629.2019.1588771.
 305. Raymond, A.J.; Purdy, C.; Fox, T.; Kendall, A.; Dejong, J.T.; Kavazanjian, E.; Woolley, M.; Martin, K. Life cycle sustainability assessment of enzyme-induced carbonate precipitation (EICP) for fugitive dust control. *Acad. J. Civ. Eng.* **2019**, *37*, 600–607, doi:https://doi.org/10.26168/icbbm2019.87.
 306. Valente, A.; Iribarren, D.; Dufour, J. Life cycle sustainability assessment of hydrogen from biomass gasification: A comparison with conventional hydrogen. *Int. J. Hydrogen Energy* **2019**, *44*, 21193–21203, doi:10.1016/j.ijhydene.2019.01.105.
 307. Guo, Z.; Ge, S.; Yao, X.; Li, H.; Li, X. Life cycle sustainability assessment of pumped hydro energy storage. *Int. J. Energy Res.* **2020**, *44*, 192–204, doi:10.1002/er.4890.
 308. Kabayo, J.; Marques, P.; Garcia, R.; Freire, F. Life-cycle sustainability assessment of key electricity generation systems in Portugal. *Energy* **2019**, *176*, 131–142, doi:10.1016/j.energy.2019.03.166.
 309. Ren, J.; Toniolo, S. *Multi-criteria decision-making after life cycle sustainability assessment under hybrid information*; Elsevier Inc., 2019; ISBN 9780128183557.
 310. Sadhukhan, J.; Gadkari, S.; Martinez-Hernandez, E.; Ng, K.S.; Shemfe, M.; Torres-Garcia, E.; Lynch, J. Novel macroalgae (seaweed) biorefinery systems for integrated chemical, protein, salt, nutrient and mineral extractions and environmental protection by

- green synthesis and life cycle sustainability assessments. *Green Chem.* **2019**, *21*, 2635–2655, doi:10.1039/c9gc00607a.
311. da S Trentin, A.W.; Reddy, K.R.; Kumar, G.; Chetri, J.K.; Thomé, A. Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability (QUALICS): Framework and its application to assess electrokinetic remediation. *Chemosphere* **2019**, *230*, 92–106, doi:10.1016/j.chemosphere.2019.04.200.
312. Settembre Blundo, D.; García-Muiña, F.E.; Pini, M.; Volpi, L.; Siligardi, C.; Ferrari, A.M. Sustainability as source of competitive advantages in mature sectors: The case of Ceramic District of Sassuolo (Italy). *Smart Sustain. Built Environ.* **2019**, *8*, 53–79, doi:10.1108/SASBE-07-2018-0038.
313. Janjua, S.Y.; Sarker, P.K.; Biswas, W.K. Sustainability assessment of a residential building using a life cycle assessment approach. *Chem. Eng. Trans.* **2019**, *72*, 19–24, doi:10.3303/CET1972004.
314. Abu-Rayash, A.; Dincer, I. Sustainability assessment of energy systems: A novel integrated model. *J. Clean. Prod.* **2019**, *212*, 1098–1116, doi:10.1016/j.jclepro.2018.12.090.
315. Liu, S.; Qian, S. Towards sustainability-oriented decision making: Model development and its validation via a comparative case study on building construction methods. *Sustain. Dev.* **2019**, *27*, 860–872, doi:10.1002/sd.1946.
316. Wilson, A.R.; Vasile, M.; Oqab, H.B.; Dietrich, G.B. A process-based life cycle sustainability assessment of the space-based solar power concept. *Proc. Int. Astronaut. Congr. IAC* **2020**, *2020-October*, 12–14.
317. Scope, C.; Guenther, E.; Schütz, J.; Mielecke, T.; Mündecke, E.; Schultze, K.; Saling, P. Aiming for life cycle sustainability assessment of cement-based composites: A trend study for wall systems of carbon concrete: Dresden Nexus Conference 2020—Session 4—Circular economy for building with secondary construction materials to minimise resource. *Civ. Eng. Des.* **2020**, *2*, 143–158, doi:10.1002/cend.202000024.
318. Aberilla, J.M.; Gallego-Schmid, A.; Stamford, L.; Azapagic, A. An integrated sustainability assessment of synergistic supply of energy and water in remote communities. *Sustain. Prod. Consum.* **2020**, *22*, 1–23, doi:10.1016/j.spc.2020.01.003.
319. Guarino, F.; Cellura, M.; Traverso, M. Constructal law, exergy analysis and life cycle energy sustainability assessment: an expanded framework applied to a boiler. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2020**, *25*, 2063–2085, doi:10.1007/s11367-020-01779-9.

320. Schüpbach, B.; Roesch, A.; Herzog, F.; Szerencsits, E.; Walter, T. Development and application of indicators for visual landscape quality to include in life cycle sustainability assessment of Swiss agricultural farms. *Ecol. Indic.* **2020**, *110*, 105788, doi:10.1016/j.ecolind.2019.105788.
321. Janjua, S.Y.; Sarker, P.K.; Biswas, W.K. Development of triple bottom line indicators for life cycle sustainability assessment of residential bulidings. *J. Environ. Manage.* **2020**, *264*, 110476, doi:10.1016/j.jenvman.2020.110476.
322. Nguyen, T.A.; Nakagawa, K.; Duong, H.P.; Maeda, Y.; Otsuka, K. *Hot-spots and lessons learned from life cycle sustainability assessment of inedible vegetable-oil based biodiesel in Northern Viet Nam*; Elsevier Inc., 2019; ISBN 9780128155813.
323. Ren, J. *Integrated data envelopment analysis, weighting method and life cycle thinking: A quantitative framework for life cycle sustainability improvement*; Elsevier Inc., 2019; ISBN 9780128183557.
324. Dinh, T.H.; Dinh, T.H.; Götze, U. Integration of sustainability criteria and life cycle sustainability assessment method into construction material selection in developing countries: The case of Vietnam. *Int. J. Sustain. Dev. Plan.* **2020**, *15*, 1145–1156, doi:10.18280/ijstdp.150801.
325. Valente, C.; Møller, H.; Johnsen, F.M.; Saxegård, S.; Brunsdon, E.R.; Alvseike, O.A. Life cycle sustainability assessment of a novel slaughter concept. *J. Clean. Prod.* **2020**, *272*, 122651, doi:10.1016/j.jclepro.2020.122651.
326. Hoque, N.; Biswas, W.; Mazhar, I.; Howard, I. Life cycle sustainability assessment of alternative energy sources for the Western Australian transport sector. *Sustain.* **2020**, *12*, doi:10.3390/su12145565.
327. Reddy, K.R.; Ghimire, S.N.; Wemeyi, E.; Zanjani, R.; Zhao, L. Life cycle sustainability assessment of geothermal heating and cooling system: UIC case study. *E3S Web Conf.* **2020**, *205*, doi:10.1051/e3sconf/202020507003.
328. Cerrato, M.; Miguel, G.S. Life cycle sustainability assessment of the Spanish electricity: Past, present and future projections. *Energies* **2020**, *13*, doi:10.3390/en13081896.
329. Balasbaneh, A.T.; Yeoh, D.; Zainal Abidin, A.R. Life cycle sustainability assessment of window renovations in schools against noise pollution in tropical climates. *J. Build. Eng.* **2020**, *32*, 101784, doi:10.1016/j.jobbe.2020.101784.
330. Guo, S. *Life cycle sustainability decision-making framework for the prioritization of*

electrochemical energy storage under uncertainties; Elsevier Inc., 2019; ISBN 9780128183557.

331. Maleki, R.; Atabi, F.; Jozi, S.A.; Arjomandi, R.; Mansouri, N. Sustainable environmental management using life cycle sustainability assessment model in petrochemical industry. *Pollution* **2020**, *6*, 337–351, doi:10.22059/POLL.2020.289002.678.
332. Masilela, P.; Pradhan, A. A life cycle sustainability assessment of biomethane versus biohydrogen – For application in electricity or vehicle fuel? Case studies for African context. *J. Clean. Prod.* **2021**, *328*, 129567, doi:10.1016/j.jclepro.2021.129567.
333. Zira, S.; Rydhmer, L.; Ivarsson, E.; Hoffmann, R.; Rööös, E. A life cycle sustainability assessment of organic and conventional pork supply chains in Sweden. *Sustain. Prod. Consum.* **2021**, *28*, 21–38, doi:10.1016/j.spc.2021.03.028.
334. Tsambe, M.Z.A.; de Almeida, C.F.; Ugaya, C.M.L.; Cybis, L.F. de A. Application of life cycle sustainability assessment to used lubricant oil management in South Brazilian region. *Sustain.* **2021**, *13*, 1–16, doi:10.3390/su132413583.
335. Lam, W.C.; de Regel, S.; Peeters, K.; Spirinckx, C. Applying life cycle sustainability assessment to maximise the innovation potential of new technologies for critical components in wind turbines. *J. Phys. Conf. Ser.* **2021**, *2042*, doi:10.1088/1742-6596/2042/1/012103.
336. Valente, A.; Iribarren, D.; Dufour, J. Comparative life cycle sustainability assessment of renewable and conventional hydrogen. *Sci. Total Environ.* **2021**, *756*, 144132, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.144132.
337. Yang, J.; Guo, L. Dynamic Evaluation of Water Utilization Efficiency in Large Coal Mining Area Based on Life Cycle Sustainability Assessment Theory. *Geofluids* **2021**, *2021*, doi:10.1155/2021/7793988.
338. Balasbaneh, A.T.; Sher, W. Life cycle sustainability assessment analysis of different concrete construction techniques for residential building in Malaysia. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2021**, *26*, 1301–1318, doi:10.1007/s11367-021-01938-6.
339. Backes, J.G.; Traverso, M. Application of life cycle sustainability assessment in the construction sector: A systematic literature review. *Processes* **2021**, *9*, doi:10.3390/pr9071248.
340. Gulcimen, S.; Aydogan, E.K.; Uzal, N. Life cycle sustainability assessment of a light rail transit system: Integration of environmental, economic, and social impacts. *Integr.*

- Environ. Assess. Manag.* **2021**, *17*, 1070–1082, doi:10.1002/ieam.4428.
341. Barrio, A.; Francisco, F.B.; Leoncini, A.; Wietschel, L.; Thorenz, A. Life cycle sustainability assessment of a novel bio-based multilayer panel for construction applications. *Resources* **2021**, *10*, 1–21, doi:10.3390/resources10100098.
342. Shrivastava, S.; Unnikrishnan, S. Life cycle sustainability assessment of crude oil in India. *J. Clean. Prod.* **2021**, *283*, 124654, doi:10.1016/j.jclepro.2020.124654.
343. Seyrfar, A.; Osman, I.; Akbuga, M. Life Cycle Sustainability Assessment of Flexible and Rigid Pavement Designs : A Case Study of Illinois Interstate Highway. *Transp. Res. Board 1(00th Annu. Meet.* **2021**, 0–15.
344. Barke, A.; Thies, C.; Popien, J.L.; Melo, S.P.; Cerdas, F.; Herrmann, C.; Spengler, T.S. Life cycle sustainability assessment of potential battery systems for electric aircraft. *Procedia CIRP* **2021**, *98*, 660–665, doi:10.1016/j.procir.2021.01.171.
345. Ben Hnich, K.; Martín-Gamboa, M.; Khila, Z.; Hajjaji, N.; Dufour, J.; Iribarren, D. Life cycle sustainability assessment of synthetic fuels from date palm waste. *Sci. Total Environ.* **2021**, *796*, doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148961.
346. Visentin, C.; Trentin, A.W. da S.; Braun, A.B.; Thomé, A. Life cycle sustainability assessment of the nanoscale zero-valent iron synthesis process for application in contaminated site remediation. *Environ. Pollut.* **2021**, *268*, doi:10.1016/j.envpol.2020.115915.
347. Aboushaqrah, N.N.M.; Onat, N.C.; Kucukvar, M.; Hamouda, A.M.S.; Kusakci, A.O.; Ayvaz, B. Selection of alternative fuel taxis: a hybridized approach of life cycle sustainability assessment and multi-criteria decision making with neutrosophic sets. *Int. J. Sustain. Transp.* **2021**, *0*, 1–14, doi:10.1080/15568318.2021.1943075.
348. Wulf, C.; Zapp, P.; Schreiber, A.; Kuckshinrichs, W. Setting thresholds to define indifferences and preferences in promethee for life cycle sustainability assessment of european hydrogen production. *Sustain.* **2021**, *13*, doi:10.3390/su13137009.
349. Janjua, S.Y.; Sarker, P.K.; Biswas, W.K. Sustainability implications of service life on residential buildings – An application of life cycle sustainability assessment framework. *Environ. Sustain. Indic.* **2021**, *10*, 100109, doi:10.1016/j.indic.2021.100109.
350. Figueiredo, K.; Pierott, R.; Hammad, A.W.A.; Haddad, A. Sustainable material choice for construction projects: A Life Cycle Sustainability Assessment framework based on BIM and Fuzzy-AHP. *Build. Environ.* **2021**, *196*, 107805,

doi:10.1016/j.buildenv.2021.107805.

351. Fetanat, A.; Tayebi, M.; Mofid, H. Combining life cycle sustainability assessment and fuzzy multicriteria decision making method for prioritizing the flare technologies in the oil, gas, and chemical plants. *Environ. Prog. Sustain. Energy* **2022**, doi:10.1002/ep.13837.
352. Barke, A.; Thies, C.; Melo, S.P.; Cerdas, F.; Herrmann, C.; Spengler, T.S. Comparison of conventional and electric passenger aircraft for short-haul flights – A life cycle sustainability assessment. *Procedia CIRP* **2022**, *105*, 464–469, doi:10.1016/j.procir.2022.02.077.
353. Popien, J.-L.; Thies, C.; Spengler, T.S. Exploring recycling options in battery supply chains – a life cycle sustainability assessment. *Procedia CIRP* **2022**, *105*, 434–439, doi:10.1016/j.procir.2022.02.072.
354. OECD Input-Output Tables (IOTs) 2021 ed. Available online: https://stats.oecd.org/OECDStat_Metadata/ShowMetadata.ashx?Dataset=IOTS_2021&ShowOnWeb=true&Lang=en.
355. Index Mundi World final consumption expenditure Available online: <https://www.indexmundi.com/facts/world/household-final-consumption-expenditure>.

CHAPITRE 2 – L’ADCV EN PRATIQUE : VERS L’IMPLÉMENTATION DES DIX PRINCIPES DE LA LIFE CYCLE INITIATIVE

Tableau 28. Liste des études de cas pour l’évaluation de l’alignement de la pratique ADCV aux dix principes de la Life Cycle Initiative

	ANNÉE	AUTEURS	TITRE	JOURNAL / CONFERENCE / LIVRE	THÉMATIQUE	PAYS	REF
1	2007	Zhou et al.	Life cycle sustainability assessment of fuels	Fuel	Energy	China	[116]
2	2009	De Benedetto and Klemeš	The Environmental Performance Strategy Map: An integrated LCA approach to support the strategic decision-making process.	Assessing and Measuring Environmental Impact and Sustainability	Chemical industry	Hungary	[196]
3	2010	Morizumi et al.	Simplified life cycle sustainability assessment of mangrove management: a case of plantation on wastelands in Thailand	Journal of Cleaner Production	Agricultural management	Japan	[197]
4	2010	Lindner, et al.	ToSIA—A tool for sustainability impact assessment of forest-wood-chains.	Ecological modelling	Forestry	Finland	[142]
5	2011	Weiss, et al.	Enhanced Assessment of the Air Transportation System.	11th AIAA Aviation Technology, Integration, and Operations (ATIO) Conference, including the AIAA Balloon Systems Conference and 19th AIAA Lighter-Than-Air Technology Conference	Transportation	Germany	[198]
6	2011	Azapagic and Stichnothe	Life cycle sustainability assessment of biofuels	Handbook of Biofuels Production: Processes and Technologies	Energy	UK	[199]
7	2011	Gheewala, et al.	Sustainability Assessment of a Biorefinery Complex in Thailand.	Sustainability	Chemical industry	Thailand	[200]
8	2011	Mitropoulos and Prevedouros	Sustainability framework for the life cycle assessment of light-duty vehicles	ICCTP 2011: Towards Sustainable transportation Systems	Transportation	USA	[201]
9	2010	Dobon, et al.	The sustainability of communicative packaging concepts in the food supply chain. A case study: Part 1. Life cycle assessment	International Journal of Life Cycle Assessment	Food	Spain	[202]
10	2011	Dobon, et al.	The sustainability of communicative packaging concepts in the food supply chain. A case study: Part 2. Life cycle costing and sustainability assessment.	International Journal of Life Cycle Assessment	Food	Spain	[203]
11	2012	Bozhilova-Kisheva, et al.	An integrated life cycle inventory for demolition processes in the context of life cycle sustainability assessment	International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction: Civil Engineering and Buildings	Building	Denmark	[139]
12	2012	Chang, et al.	Application of Life Cycle Sustainability Assessment to the bamboo and aluminum bicycles in surveying social risks of developing countries.	2nd World Sustainability Forum	Manufacturing	Germany	[204]
13	2012	Shiau and Chuang	Evaluating gravel transport sustainability: A case study of Taiwan’s northeast corridor.	Transportation Research Part D: Transport and Environment	Logistics	Taiwan	[205]
14	2012	Menikpura, et al.	Framework for life cycle sustainability assessment of municipal solid waste management systems with an application to a case study in Thailand	Waste Management and Research	Waste Management	Thailand	[206]
15	2012	Lloyd, et al.	Improving Life Cycle Assessment by Considering Worker Health and Comparing Alternatives Based on Relative Efficiency.	Sustainable Automotive Technologies 2012	Manufacturing	USA	[138]
16	2012	Schau, et al.	Life cycle approach to sustainability assessment: a case study of remanufactured alternators	Journal of Remanufacturing	Manufacturing	Germany	[145]
17	2012	Amienyo	Life Cycle Sustainability Assessment in the UK Beverage Sector	PhD thesis - University of Manchester	Food	UK	[207]

18	2012	Stamford	Life Cycle Sustainability Assessment of Electricity Generation: A Methodology and an Application in the UK Context	PhD thesis - University of Manchester	Energy	UK	[208]
19	2012	Stamford and Azapagic	Life cycle sustainability assessment of electricity options for the UK	International Journal of Energy Research	Energy	UK	[209]
20	2012	Traverso et al.	Life Cycle Sustainability Dashboard	Journal of Industrial Ecology	Building	Germany	[210]
21	2012	Nzila et al.	Multi criteria sustainability assessment of biogas production in Kenya.	Applied Energy	Energy	Belgium	[117]
22	2012	You, et al.	Optimal design of sustainable cellulosic biofuel supply chains: Multiobjective optimization coupled with life cycle assessment and input-output analysis	AIChE Journal	Energy	USA	[211]
23	2012	Weiss et al.	Technology assessment of future aircraft—Socio-eco-efficiency in conceptual aircraft design.	28th Congress of the International Council of the Aeronautical Sciences 2012, ICAS 2012	Transportation	Germany	[198]
24	2012	Traverso et al.	Towards life cycle sustainability assessment: An implementation to photovoltaic modules	International Journal of Life Cycle Assessment	Energy	Germany	[212]
25	2013	Vinyes et al.	Application of LCSA to used cooking oil waste management	International Journal of Life Cycle Assessment	Waste Management	Spain	[213]
26	2013	Ibáñez-Forés, et al.	Assessing the sustainability of Best Available Techniques (BAT): Methodology and application in the ceramic tiles industry	Journal of Cleaner Production	Manufacturing	Spain	[119]
27	2013	Menikpura, et al.	Evaluation of the Effect of Recycling on Sustainability of Municipal SolidWaste Management in Thailand.	Waste and Biomass Valorization	Waste Management	Thailand	[214]
28	2013	Foolmaun and Ramjeawon	Life cycle sustainability assessments (LCSA) of four disposal scenarios for used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius	Environment, Development and Sustainability	Waste Management	Mauritius	[215]
29	2013	Valente, et al.	Method Development for Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) of New Norwegian Biorefinery	Report - Sustainability Innovation	Chemical industry	Norway	[216]
30	2013	Ostermeyer, et al.	Multidimensional Pareto optimization as an approach for site-specific building refurbishment solutions applicable for life cycle sustainability assessment	International Journal of Life Cycle Assessment	Building	Sweden	[120]
31	2013	Souza, et al.	Problem structuring methods as an input to life cycle sustainability assessment: The case of brazilian weee reverse logistics.	Proceedings: International Waste Management and Landfill Symposium - Sardinia 2013	Logistics	Brazil	[106]
32	2018	Zorteá, et al.	Sustainability assessment of soybean production in southern brazil: A life cycle approach	Sustainable Production and Consumption	Food	Brazil	[217]
33	2013	Kucukvar, et al.	Towards a triple bottom-line sustainability assessment of the U.S. construction industry	The International Journal of Life Cycle Assessment	Building	Qatar	[218]
34	2014	Hacatoglu	A Systems Approach to Assessing the Sustainability of Hybrid Community Energy Systems	PhD thesis - University of Ontario	Energy	Canada	[219]
35	2014	Mjörnell, et al.	A Tool to Evaluate Different Renovation Alternatives with Regard to Sustainability.	Sustainability	Building	Sweden	[220]
36	2014	Martínez-Blanco, et al.	Application challenges for the social Life Cycle Assessment of fertilizers within life cycle sustainability assessment.	Journal of Cleaner Production	Chemical industry	USA	[221][222]
37	2014	Busset, et al.	Integrated approach for agro-process design guided by sustainability evaluation: Application to the olive oil production.	5th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation	Food	France	[223]
38	2014	Müller-Lindenlauf, et al.	Integrated Sustainability Assessment of SUPRABIO Biorefineries: Main Results of the SUPRABIO Project from an Overall Sustainability Perspective	Report - SUPRABIO project	Chemical industry	Germany	[224]
39	2014	Rettenmaier, et al.	Integrated Sustainability Assessment of the BIOCORE Biorefinery Concept Report Prepared for the BIOCORE Project;	Report - BIOCORE project	Chemical industry	Germany	[225]
40	2014	Onat, et al.	Integrating triple bottom line input-output analysis into life cycle sustainability assessment framework: The case for US buildings	International Journal of Life Cycle Assessment	Building	USA	[226]

41	2014	Sims	Life Cycle Sustainability Assessment of the Electrification of Residential Heat Supply in UK Cities	PhD thesis - University of Manchester	Energy	UK	[227]
42	2014	Stamford and Azapagic	Life cycle sustainability assessment of UK electricity scenarios to 2070	Energy for Sustainable Development	Energy	UK	[228]
43	2014	Lu, et al.	Reusability based on Life Cycle Sustainability Assessment: Case Study on WEEE	Procedia CIRP	Manufacturing	China	[121]
44	2014	Valente	Sustainability Assessment of Chestnut and Invaded Coppice Forests in Piedmont Region (Italy);	Report - EuroCoppice	Forestry	Norway	[229]
45	2014	Maxim	Sustainability assessment of electricity generation technologies using weighted multi-criteria decision analysis.	Energy Policy	Energy	Romania	[230]
46	2014	Santoyo-Castelazo and Azapagic	Sustainability assessment of energy systems: Integrating environmental, economic and social aspects.	Journal of Cleaner Production	Energy	UK	[231]
47	2014	Pastare, et al.	Sustainable Use of Macro-Algae for Biogas Production In Latvian Conditions: A Preliminary Study through an Integrated MCA and LCA Approach.	Environmental and Climate Technologies	Energy	Latvia	[232]
48	2014	Onat, et al.	Towards life cycle sustainability assessment of alternative passenger vehicles	Journal of Cleaner Production	Transportation	USA	[233]
49	2015	Noori, et al.	A macro-level decision analysis of wind power as a solution for sustainable energy in the USA	International Journal of Sustainable Energy	Energy	USA	[234]
50	2015	Li, et al.	Developing a Sustainability Assessment Model to Analyze China's Municipal Solid Waste Management Enhancement Strategy	Sustainability	Waste Management	China	[235]
51	2015	Buchert, et al.	Multi-criteria Decision Making as a Tool for Sustainable Product Development—Benefits and Obstacles.	Procedia CIRP	Manufacturing	Germany	[236]
52	2015	De Luca, et al.	Multidisciplinary and innovative methodologies for sustainable management in agricultural systems.	Environmental engineering and management journal	Agricultural management	Italie	[140]
53	2015	Ren, et al.	Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making	International Journal of Life Cycle Assessment	Energy	China	[237]
54	2015	Yu and Halog	Solar Photovoltaic Development in Australia—A Life Cycle Sustainability Assessment Study	Sustainability	Energy	Austria	[122]
55	2016	Jin and Borthwick	An advanced micro-bio-loop to produce biogas	Journal of Cleaner Production	Energy	China	[238]
56	2016	Atilgan and Azapagic	An integrated life cycle sustainability assessment of electricity generation in Turkey	Energy Policy	Energy	UK	[239][240]
57	2016	Onat, et al.	Application of the TOPSIS and intuitionistic fuzzy set approaches for ranking the life cycle sustainability performance of alternative vehicle technologies	Sustainable Production and Consumption	Transportation	USA	[241]
58	2016	Reuter	Assessment of sustainability issues for the selection of materials and technologies during product design: A case study of lithium-ion batteries for electric vehicles	International Journal on Interactive Design and Manufacturing	Transportation	Germany	[242]
59	2016	Onat, et al.	Combined application of multi-criteria optimization and life-cycle sustainability assessment for optimal distribution of alternative passenger cars in US	Energy Policy	Transportation	USA	[243]
60	2016	Galán-Martín, et al.	Enhanced data envelopment analysis for sustainability assessment: A novel methodology and application to electricity technologies	Computers and Chemical Engineering	Energy	Spain	[244]
61	2016	Choi, et al.	Environmental, Economic, and Social Implications of Highway Concrete Rehabilitation Alternatives.	Journal of Construction Engineering and Management	Building	USA	[245]
62	2016	Neugebauer	Enhancing Life Cycle Sustainability Assessment Tiered Approach and New Characterization Models for Social Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing	PhD thesis - Technischen Universität Berlin	Manufacturing	Germany	[246]
63	2016	Onat, et al.	Integration of system dynamics approach toward deepening and broadening the life cycle sustainability assessment framework: a case for electric vehicles	International Journal of Life Cycle Assessment	Transportation	USA	[247]
64	2016	Gumus, et al.	Intuitionistic fuzzy multi-criteria decision making framework based on life cycle environmental, economic and social impacts: The case of U.S. wind energy	Sustainable Production and Consumption	Energy	USA	[248]
65	2016	Aziz, et al.	Life cycle sustainability assessment of community composting of agricultural and agro industrial wastes	Journal of Sustainability Science and Management	Waste Management	Thailand	[249]

66	2016	Huang and Mauerhofer	Life cycle sustainability assessment of ground source heat pump in Shanghai, China	Science of the Total Environment	Energy	China	[250]
67	2016	Gencturk, et al.	Life cycle sustainability assessment of RC buildings in seismic regions	Engineering Structures	Building	USA	[251]
68	2016	Kalbar, et al.	Life cycle-based decision support tool for selection of wastewater treatment alternatives	Journal of Cleaner Production	Waste Management	India	[252]
69	2016	Maier, et al.	Methodological Approach for the Sustainability Assessment of Development Cooperation Projects for Built Innovations Based on the SDGs and Life Cycle Thinking.	Sustainability	Manufacturing	Germany	[144]
70	2016	Touceda, et al.	Modeling socioeconomic pathways to assess sustainability: A tailored development for housing retrofit.	Social LCA in progress, Pre-proceedings of the 4th International Seminar in Social LCA	Building	Belgium	[107]
71	2016	Luu and Halog	Rice Husk Based Bioelectricity vs. Coal-fired Electricity: Life Cycle Sustainability Assessment Case Study in Vietnam	Procedia CIRP	Energy	Vietnam	[253]
72	2016	Sou, et al.	Sustainability assessment and prioritisation of bottom ash management in Macao	Waste Management and Research	Waste Management	Taiwan	[254]
73	2016	AL-Nassar, et al.	Sustainability assessment framework for low rise commercial buildings: Life cycle impact index-based approach	Clean Technologies and Environmental Policy	Building	Canada	[255]
74	2016	Ren, et al.	Sustainability decision support framework for industrial system prioritization.	AIChE Journal	Industrial systems	China	[256]
75	2016	Azapagic, et al.	Towards sustainable production and consumption: A novel DEcision-Support Framework IntegRating Economic, Environmental and Social Sustainability (DESIREs)	Computers and Chemical Engineering	Energy	UK	[257]
76	2016	Onat, et al.	Uncertainty-embedded dynamic life cycle sustainability assessment framework: An ex-ante perspective on the impacts of alternative vehicle options	Energy	Transportation	USA	[258]
77	2016	van Kempen, et al.	Using life cycle sustainability assessment to trade o sourcing strategies for humanitarian relief items.	International Journal of Life Cycle Assessment	Logistics	The Netherlands	[259]
78	2016	Lolli, et al.	Waste treatment: An environmental, economic and social analysis with a new group fuzzy PROMETHEE approach	Clean Technologies and Environmental Policy	Waste Management	UK	[260]
79	2017	Li, et al.	A Regional Life Cycle Sustainability Assessment Approach and its Application on Solar Photovoltaic	Energy Procedia	Energy	UK	[261]
80	2017	Stark, et al.	Benefits and obstacles of sustainable product development methods: A case study in the field of urban mobility	Design Science	Transportation	Germany	[262]
81	2017	Jin, et al.	Comparison of biogas production from an advanced micro-bio-loop and conventional system.	Journal of Cleaner Production	Energy	China	[263]
82	2017	Atilgan and Azapagic	Energy challenges for Turkey: Identifying sustainable options for future electricity generation up to 2050	Sustainable Production and Consumption	Energy	UK	[264]
83	2017	Wulf, et al.	Lessons learned from a life cycle sustainability assessment of rare earth permanent magnets	Journal of Industrial Ecology	Manufacturing	Germany	[265]
84	2017	Hannouf and Assefa	Life cycle sustainability assessment for sustainability improvements: A case study of high-density polyethylene production in Alberta, Canada	Sustainability	Manufacturing	Canada	[266]
85	2017	Xu, et al.	Life cycle sustainability assessment of chemical processes: a vector-based three-dimensional algorithm coupled with AHP	Industrial and Engineering Chemistry Research	Chemical industry	China	[267]
86	2017	Akber, et al.	Life cycle sustainability assessment of electricity generation in Pakistan: Policy regime for a sustainable energy mix	Energy Policy	Energy	Pakistan	[268]
87	2017	Wang, et al.	Life cycle sustainability assessment of fly ash concrete structures	Renewable and Sustainable Energy Reviews	Building	China	[269]
88	2017	Cooper	Life Cycle Sustainability Assessment of Shale Gas in the UK.	PhD thesis - University of Manchester	Energy	UK	[270]
89	2017	Luu and Halog	Life Cycle Sustainability Assessment: A Holistic Evaluation of Social, Economic, and Environmental Impacts.	Sustainability in the Design, Synthesis and Analysis of Chemical Engineering Processes	Energy	Australia	[271]
90	2017	Ren and Liang	Measuring the sustainability of marine fuels: A fuzzy group multi-criteria decision making approach	Transportation Research Part D: Transport and Environment	Energy	China	[272]

91	2017	Ren, et al.	Multi-actor multi-criteria sustainability assessment framework for energy and industrial systems in life cycle perspective under uncertainties. Part 1: Weighting method.	International Journal of Life Cycle Assessment	Industrial systems	China	[273]
92	2017	Ren, et al.	Multi-actor multi-criteria sustainability assessment framework for energy and industrial systems in life cycle perspective under uncertainties. Part 2: Improved extension theory.	International Journal of Life Cycle Assessment	Industrial systems	China	[273]
93	2017	Hake, et al.	Towards a life cycle sustainability assessment of alkaline water electrolysis	Energy Procedia	Water	Germany	[66]
94	2018	Aleisa and Al-Jarallah	A triple bottom line evaluation of solid waste management strategies: A case study for an arid Gulf State, Kuwait.	International Journal of Life Cycle Assessment	Waste Management	Kuwait	[274]
95	2018	Ma, et al.	An exploratory investigation of Additively Manufactured Product life cycle sustainability assessment.	Journal of Cleaner Production	Manufacturing	USA	[275]
96	2018	Opher, et al.	Comparative life cycle sustainability assessment of urban water reuse at various centralization scales.	International Journal of Life Cycle Assessment	Water	Israel	[276]
97	2018	Ekener, et al.	Developing Life Cycle Sustainability Assessment methodology by applying values-based sustainability weighting—Tested on biomass based and fossil transportation fuels.	Journal of Cleaner Production	Energy	Sweden	[146]
98	2018	Pınar and Aydin	Economic Input-Output Life Cycle Sustainability Assessment of Electricity Generation in Turkey between 1995 and 2009	Turkish Journal of Energy Policy	Energy	Turkey	[123]
99	2018	De Luca, et al.	Evaluation of sustainable innovations in olive growing systems: A Life Cycle Sustainability Assessment case study in southern Italy	Journal of Cleaner Production	Food	Italy	[277]
100	2018	Nguyen, et al.	Inclusive impact assessment for the sustainability of vegetable oil-based biodiesel—Part II: Sustainability assessment of inedible vegetable oil-based biodiesel in Ha Long Bay, Vietnam.	Journal of Cleaner Production	Energy	Japan	[278]
101	2018	Kouloumpis and Azapagic	Integrated life cycle sustainability assessment using fuzzy inference: A novel FELICITA model	Sustainable Production and Consumption	Energy	UK	[279]
102	2018	Sánchez Berriel, et al.	Introducing low carbon cement in Cuba - A life cycle sustainability assessment study	RILEM Bookseries	Building	Cuba	[280]
103	2018	Ren	Life cycle aggregated sustainability index for the prioritization of industrial systems under data uncertainties	Computers and Chemical Engineering	Industrial systems	China	[281]
104	2018	Corona and San Miguel	Life cycle sustainability analysis applied to an innovative configuration of concentrated solar power.	International Journal of Life Cycle Assessment	Energy	The Netherlands	[282]
105	2018	Zajáros, et al.	Life cycle sustainability assessment of DMSO solvent recovery from hazardous waste water	Periodica Polytechnica Chemical Engineering	Waste Management	Hungary	[283]
106	2018	Li, et al.	Life cycle sustainability assessment of grid-connected photovoltaic power generation: A case study of Northeast England	Applied Energy	Energy	UK	[284]
107	2018	Ren and Toniolo	Life cycle sustainability decision-support framework for ranking of hydrogen production pathways under uncertainties: An interval multi-criteria decision making approach	Journal of Cleaner Production	Chemical industry	China	[285]
108	2018	Kamali, et al.	Life cycle sustainability performance assessment framework for residential modular buildings: Aggregated sustainability indices	Building and Environment	Building	Canada	[286]
109	2018	Ren, et al.	Multiactor multicriteria decision making for life cycle sustainability assessment under uncertainties	AIChE Journal	Industrial systems	China	[287]
110	2018	Ren	Multi-criteria decision making for the prioritization of energy systems under uncertainties after life cycle sustainability assessment	Sustainable Production and Consumption	Energy	China	[288]
111	2018	Pérez-López, et al.	Sustainability Assessment of Blue Biotechnology Processes: Addressing Environmental, Social and Economic Dimensions.	Designing Sustainable Technologies, Products and Policies	Biotechnology	Spain	[289]
112	2018	Contreras-Lisperguer, et al.	Sustainability assessment of electricity cogeneration from sugarcane bagasse in Jamaica.	Journal of Cleaner Production	Energy	Chile	[127]
113	2018	Balasbaneh, et al.	Sustainability choice of different hybrid timber structure for low medium cost single-story residential building: Environmental, economic and social assessment	Journal of Building Engineering	Building	Malaysia	[290]

114	2018	Gholipour, et al.	Sustainability criteria assessment for life-cycle phases of petroleum refinery projects by madm technique	E a M: Economie a Management	Chemical industry	Iran	[291]
115	2018	Nathanail, et al.	Sustainability Framework for Assessing Urban Freight Transportation Measures.	Logistics & Sustainable Transport	Transportation	Greece	[292]
116	2018	Cooper, et al.	Sustainability of UK shale gas in comparison with other electricity options: Current situation and future scenarios	Science of the Total Environment	Energy	UK	[293]
117	2018	Wulf, et al.	Sustainable Development Goals as a Guideline for Indicator Selection in Life Cycle Sustainability Assessment	Procedia CIRP	Water	Germany	[294]
118	2018	Chen and Holden	Tiered life cycle sustainability assessment applied to a grazing dairy farm	Journal of Cleaner Production	Food	Ireland	[295]
119	2019	Mahbub, et al.	A life cycle sustainability assessment (LCSA) of oxymethylene ether as a diesel additive produced from forest biomass	International Journal of Life Cycle Assessment	Energy	Canada	[296]
120	2019	Moslehi and Reddy	A new quantitative life cycle sustainability assessment framework: Application to integrated energy systems	Applied Energy	Energy	USA	[124]
121	2019	Ferrari, et al.	Building a sustainability benchmarking framework of ceramic tiles based on life cycle sustainability assessment (LCSA)	Resources	Manufacturing	Italy	[297]
122	2019	Liu	Development of a building-specific life cycle sustainability assessment model	PhD thesis - Nanyang Technological University	Building	Singapore	[298]
123	2019	Yildiz-Geyhan, et al.	Environmental and social life cycle sustainability assessment of different packaging waste collection systems	Resources, Conservation and Recycling	Waste Management	Turkey	[128]
124	2019	Onat, et al.	How sustainable is electric mobility? A comprehensive sustainability assessment approach for the case of Qatar	Applied Energy	Transportation	USA	[299]
125	2019	Roiniotti and Koroneos	Integrated life cycle sustainability assessment of the Greek interconnected electricity system	Sustainable Energy Technologies and Assessments	Energy	Greece	[300]
126	2019	Hoque, et al.	LCSA framework for assessing sustainability of alternative fuels for transport sector	Chemical Engineering Transactions	Energy	Australia	[301]
127	2019	Gwerder, et al.	Life beyond the grid: A Life-Cycle Sustainability Assessment of household energy needs	Applied Energy	Energy	Portugal	[302]
128	2019	Nieder-Heitmann, et al.	Life cycle assessment and multi-criteria analysis of sugarcane biorefinery scenarios: Finding a sustainable solution for the South African sugar industry	Journal of Cleaner Production	Food	South Africa	[173]
129	2019	Stamford	Life cycle sustainability assessment in the energy sector	Biofuels for a More Sustainable Future: Life Cycle Sustainability Assessment and Multi-Criteria Decision Making	Energy	UK	[303]
130	2019	Balieu, et al.	Life cycle sustainability assessment of electrified road systems	Road Materials and Pavement Design	Transportation	Sweden	[304]
131	2019	Raymond, et al.	Life cycle sustainability assessment of enzyme-induced carbonate precipitation (EICP) for fugitive dust control	Academic Journal of Civil Engineering	Chemistry	USA	[305]
132	2019	Valente, et al.	Life cycle sustainability assessment of hydrogen from biomass gasification: A comparison with conventional hydrogen	International Journal of Hydrogen Energy	Energy	Switzerland	[306]
133	2019	Guo, et al.	Life cycle sustainability assessment of pumped hydro energy storage	International Journal of Energy Research	Energy	China	[307]
134	2019	Kabayo, et al.	Life-cycle sustainability assessment of key electricity generation systems in Portugal	Energy	Energy	Portugal	[308]
135	2019	Zheng, et al.	Life-cycle sustainability assessment of pavement maintenance alternatives: Methodology and case study	Journal of Cleaner Production	Manufacturing	China	[147]
136	2019	Ren and Toniolo	Multi-criteria decision-making after life cycle sustainability assessment under hybrid information	Life Cycle Sustainability Assessment for Decision-Making: Methodologies and Case Studies	Energy	China	[309]
137	2019	Sadhukhan, et al.	Novel macroalgae (seaweed) biorefinery systems for integrated chemical, protein, salt, nutrient and mineral extractions and environmental protection by green synthesis and life cycle sustainability assessments	Green Chemistry	Biomass	UK	[310]
138	2019	Da S Trentin, et al.	Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability (QUALICS): Framework and its application to assess electrokinetic remediation	Chemosphere	Waste Management	Brazil	[311]

139	2019	Settembre Blundo, et al.	Sustainability as source of competitive advantages in mature sectors: The case of Ceramic District of Sassuolo (Italy)	Smart and Sustainable Built Environment	Manufacturing	Italy	[312]
140	2019	Janjua, et al.	Sustainability assessment of a residential building using a life cycle assessment approach	Chemical Engineering Transactions	Building	Australia	[313]
141	2019	Mohammadifardi, et al.	Sustainability Assessment of Asset Management - Decisions for Wastewater Infrastructure Systems—Implementation of a System Dynamics Model	Systems	Water	Canada	[125]M
142	2019	Abu-Rayash and Dincer	Sustainability assessment of energy systems: A novel integrated model.	Journal of Cleaner Production	Energy	Canada	[314]
143	2019	Liu and Qian	Towards sustainability-oriented decision making: Model development and its validation via a comparative case study on building construction methods	Sustainable Development	Building	Singapore	[315]
144	2020	Matušík et Kočí	A Comparative Life Cycle Assessment of Electronic Retail of Household Products	Sustainability	Logistics	Czech Republic	[111]
145	2020	Xu, et al.	A composite life cycle sustainability index for sustainability prioritization of industrial systems	Life Cycle Sustainability Assessment for Decision-Making	Industrial systems	China	[141]
146	2020	Wilson, et al.	A process-based life cycle sustainability assessment of the space-based solar power concept	Proceedings of the International Astronautical Congress, IAC	Energy	UK	[316]
147	2020	Scope, et al.	Aiming for life cycle sustainability assessment of cement-based composites: a trend study for wall systems of carbon concrete	Civil Engineering Design	Materials	Germany	[317]
148	2020	Aberilla, et al.	An integrated sustainability assessment of synergistic supply of energy and water in remote communities	Sustainable Production and Consumption	Logistics	UK	[318]
149	2020	Chung, et al.	Comparative Life Cycle Sustainability Assessment of Enriched Uranium Supply Scenarios	Transactions of the Korean Nuclear Society Virtual Spring Meeting	Energy	Vietnam	[115]
150	2020	Guarino, et al.	Constructal law, exergy analysis and life cycle energy sustainability assessment: an expanded framework applied to a boiler	The International Journal of Life Cycle Assessment	Energy	Italy	[319]
151	2020	Schüpbach, et al.	Development and application of indicators for visual landscape quality to include in life cycle sustainability assessment of Swiss agricultural farms	Ecological Indicators	Agricultural management	Switzerland	[320]
152	2020	Janjua, et al.	Development of triple bottom line indicators for life cycle sustainability assessment of residential buildings	Journal of Environmental Management	Building	Australia	[321]
153	2020	Nguyen, et al.	Hot-spots and lessons learned from life cycle sustainability assessment of inedible vegetable-oil based biodiesel in Northern Viet Nam	Biofuels for a More Sustainable Future: Life Cycle Sustainability Assessment and Multi-Criteria Decision Making	Energy	Vietnam	[322]
154	2020	Zheng, et al.	Incorporating uncertainty into life-cycle sustainability assessment of pavement alternatives	Journal of Cleaner Production	Transportation	China	[129]
155	2020	Ren	Integrated data envelopment analysis, weighting method and life cycle thinking: A quantitative framework for life cycle sustainability improvement	Life Cycle Sustainability Assessment for Decision-Making	Energy	China	[323]
156	2020	Dinh, et al.	Integration of sustainability criteria and life cycle sustainability assessment method into construction material selection in developing countries: The case of Vietnam	International Journal of Sustainable Development and Planning	Building	Germany	[324]
157	2020	Valente, et al.	Life cycle sustainability assessment of a novel slaughter concept	Journal of Cleaner Production	Food	Norway	[325]
158	2020	Hoque, et al.	Life cycle sustainability assessment of alternative energy sources for the western Australian transport sector	Sustainability	Energy	Australia	[326]
159	2020	Sen, et al.	Life cycle sustainability assessment of autonomous heavy-duty trucks	Journal of Industrial Ecology	Transportation	USA	[240]
160	2020	Reddy, et al.	Life cycle sustainability assessment of geothermal heating and cooling system: UIC case study	E3S Web of Conferences	Energy	USA	[327]
161	2020	San Miguel and Cerrato	Life cycle sustainability assessment of the Spanish electricity: Past, present and future projections	Energies	Energy	Spain	[328]
162	2020	Balasbaneh, et al.	Life cycle sustainability assessment of window renovations in schools against noise pollution in tropical climates	Journal of Building Engineering	Building	Malaysia	[329]
163	2020	Guo	Life cycle sustainability decision-making framework for the prioritization of electrochemical energy storage under uncertainties	Life Cycle Sustainability Assessment for Decision-Making	Energy	China	[330]

164	2020	Man, et al.	Multi-criteria decision making for sustainability assessment of boxboard production: a life cycle perspective considering water consumption, energy consumption, GHG ...	Journal of Environmental Management	Materials	China	[130]
165	2020	Maleki, et al.	Sustainable environmental management using life cycle sustainability assessment model in petrochemical industry	Pollution	Chemical industry	Iran	[331]
166	2021	Masilela and Pradhan	A life cycle sustainability assessment of biomethane versus biohydrogen – For application in electricity or vehicle fuel? Case studies for African context	Journal of Cleaner Production	Energy	South Africa	[332]
167	2021	Zira, et al.	A life cycle sustainability assessment of organic and conventional pork supply chains in Sweden	Sustainable Production and Consumption	Food	Sweden	[333]
168	2021	Tsambe, et al.	Application of life cycle sustainability assessment to used lubricant oil management in South Brazilian region	Sustainability (Switzerland)	Waste Management	Mozambique	[334]
169	2021	Lam, et al.	Applying life cycle sustainability assessment to maximise the innovation potential of new technologies for critical components in wind turbines	Journal of Physics: Conference Series	Energy	Belgium	[335]
170	2021	Subramanian, et al.	Capital-based life cycle sustainability assessment: Evaluation of potential industrial symbiosis synergies	Journal of Industrial Ecology	Industrial systems	China	[232]
171	2021	Valente, et al.	Comparative life cycle sustainability assessment of renewable and conventional hydrogen	Science of the Total Environment	Energy	Switzerland	[336]
172	2021	Yang and Guo	Dynamic Evaluation of Water Utilization Efficiency in Large Coal Mining Area Based on Life Cycle Sustainability Assessment Theory	Geofluids	Water	China	[337]
173	2021	Balasbaneh and Sher	Life cycle sustainability assessment analysis of different concrete construction techniques for residential building in Malaysia	International Journal of Life Cycle Assessment	Building	Malaysia	[338]
174	2021	Backes, et al.	Life Cycle Sustainability Assessment of a dish-Stirling Concentrating Solar Power Plant in the Mediterranean area	Sustainable Energy Technologies and Assessments	Manufacturing	Germany	[339]
175	2021	Gulcimen, et al.	Life cycle sustainability assessment of a light rail transit system: Integration of environmental, economic, and social impacts	Integrated Environmental Assessment and Management	Transportation	Turkey	[340]
176	2021	Barrio, et al.	Life cycle sustainability assessment of a novel bio-based multilayer panel for construction applications	Resources	Materials	Spain	[341]
177	2021	Selvaraj, et al.	Life cycle sustainability assessment of crops in India	Current Research in Environmental Sustainability	Agricultural management	India	[112]
178	2021	Shrivastava and Unnikrishnan	Life cycle sustainability assessment of crude oil in India	Journal of Cleaner Production	Energy	India	[342]
179	2021	Seyrfar et al.	Life Cycle Sustainability Assessment of Flexible and Rigid Pavement Designs: A Case Study of Illinois Interstate Highway	Transportation research Board 1(00th ANNUAL Meeting)	Manufacturing	USA	[343]
180	2021	Barke, et al.	Life cycle sustainability assessment of potential battery systems for electric aircraft	28th CIRP Conference on Life Cycle Engineering	Transportation	Germany	[344]
181	2021	Ben Hnich, et al.	Life cycle sustainability assessment of synthetic fuels from date palm waste	Science of the Total Environment	Energy	Tunisia	[345]
182	2021	Visentin, et al.	Life cycle sustainability assessment of the nanoscale zero-valent iron synthesis process for application in contaminated site remediation	Environmental Pollution	Building	Brazil	[346]
183	2021	Jena and Kaewunruen	Life cycle sustainability assessments of an innovative frp composite footbridge	Sustainability (Switzerland)	Building	UK	[126]
184	2021	Shah and Unnikrishnan	Model for Life Cycle Sustainability Assessment of Coal Based Electricity Generation in India	Available on Research Square	Energy	India	[113]
185	2021	Aboushaqrah, et al.	Selection of alternative fuel taxis: a hybridized approach of life cycle sustainability assessment and multi-criteria decision making with neutrosophic sets	International Journal of Sustainable Transportation	Energy	Qatar	[347]
186	2021	Wulf, et al.	Setting thresholds to define indifferences and preferences in promethee for life cycle sustainability assessment of european hydrogen production	Sustainability (Switzerland)	Energy	Germany	[348]
187	2021	Thakur and Chandel	Sustainability assessment of biodiesel produced from Jatropha curcas using life cycle assessment approach	NA	Energy	India	[114]

188	2021	Janjua, et al.	Sustainability implications of service life on residential buildings – An application of life cycle sustainability assessment framework	Environmental and Sustainability Indicators	Building	Australia	[349]
189	2021	Figueiredo, et al.	Sustainable material choice for construction projects: A Life Cycle Sustainability Assessment framework based on BIM and Fuzzy-AHP	Building and Environment	Building	Brazil	[350]
190	2022	Fetanat, et al.	Combining life cycle sustainability assessment and fuzzy multicriteria decision making method for prioritizing the flare technologies in the oil, gas, and chemical plants	Environmental Progress and Sustainable Energy	Chemical industry	Iran	[351]
191	2022	Barke, et al.	Comparison of conventional and electric passenger aircraft for short-haul flights - A life cycle sustainability assessment	Procedia CIRP	Transportation	Germany	[352]
192	2022	Popien, et al.	Exploring recycling options in battery supply chains - A life cycle sustainability assessment	Procedia CIRP	Energy	Germany	[353]
193	2022	Bhambhani, et al.	Life cycle sustainability assessment framework for water sector resource recovery solutions: Strengths and weaknesses	Resources, Conservation and Recycling	Water	The Netherlands	[118]

Tableau 29. Évaluation de l'alignement des études de cas aux dix principes de la Life Cycle Initiative

N°	P1			P2			P3						P4									P5			P8				P9			P10					
	Full	Medium	None	Full	Medium	None	ENV	ECO	SOC	Tech	Complet	Non complet	Workers	Local community	Value chain actors	Society	Consumers	Children	TOTAL	Full	Medium	None	Full	Medium	None	Type de SI	Full	Medium	None	Full	Medium	None					
1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1				
2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	1		
3	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	1		
4	0	0	1	0	0	1	2	1	2	1	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0		
5	0	1	0	0	1	0	2	2	2	0	1	0	1	1	0	1	1	0	S4	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1		
6	0	0	1	0	1	0	5	4	6	0	1	0	1	1	0	1	1	0	S4	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	1		
7	0	0	1	0	1	0	1	3	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1		
8	0	0	1	0	0	1	4	3	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1		
9	0	0	1	1	0	0	10	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1		
10	0	0	1	1	0	0	10	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1		
11	0	0	1	0	0	1	4	6	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	0	0	1	0	0	1		
12	0	0	1	1	0	0	18	2	12	0	1	0	1	1	0	0	1	0	S3	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
13	0	0	1	0	0	1	5	4	13	0	1	0	1	0	1	0	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1		
14	0	1	0	0	0	1	2	1	2	0	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	1		
15	0	1	0	0	0	1	5	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	
16	0	0	1	1	0	0	12	2	3	0	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
17	0	0	1	1	0	0	12	2	16	0	1	0	1	1	1	1	1	1	S6	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
18	0	0	1	0	1	0	8	3	8	3	1	0	1	1	1	1	0	0	S4	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
19	0	0	1	0	1	0	8	3	8	3	1	0	1	1	1	1	0	0	S4	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1		
20	0	0	1	0	1	0	6	6	6	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	0	1	
21	0	0	1	0	1	0	3	3	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	0	1	
22	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	
23	0	1	0	0	1	0	4	2	2	1	1	0	1	0	0	0	1	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1
24	0	1	0	1	0	0	3	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
25	0	0	1	0	0	1	11	1	8	0	1	0	1	1	0	1	0	1	S4	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
26	0	0	1	0	0	1	7	3	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	A	1	0	0	0	0	0	1	
27	0	1	0	0	0	1	2	2	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	A	0	0	A	0	1	0	0	0	0	1	
28	0	1	0	1	0	0	3	8	8	0	1	0	1	1	0	1	0	0	S3	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
29	0	1	0	0	1	0	12	12	12	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	A	1	0	0	0	0	0	1	
30	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
31	1	0	0	0	1	0	3	1	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
32	0	1	0	1	0	0	3	3	8	0	1	0	1	1	1	0	0	0	S3	1	0	0	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	1	
33	0	0	1	0	0	1	8	3	3	0	1	0	1	0	1	1	0	0	S3	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	
34	0	1	0	0	0	1	3	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1
35	0	0	1	0	1	0	2	2	6	0	1	0	0	1	1	0	0	0	S2	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	
36	0	1	0	0	1	0	11	3	11		1	0	1	1	0	1	1	0	S4	1	0	0	0	0	1	M	0	0	SI	0	1	0	0	0	0	1	
37	0	1	0	1	0	0	18	1	5	0	1	0	1	1	1	1	1	0	S5	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	

38	0	0	1	0	0	1	12	5	4	3	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
39	0	0	1	0	0	1	12	5	4	3	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
40	0	0	1	0	1	0	5	3	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
41	0	0	1	1	0	0	11	2	8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	1	0	0	0	1	M	0	0	A	1	0	0	0	0	1	
42	0	0	1	0	0	1	7	2	6	4	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
43	0	1	0	0	1	0	11	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
44	0	0	1	0	0	1	7	1	5	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
45	0	0	1	0	0	1	2	1	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	A	1	0	0	0	0	1	
46	0	0	1	0	0	1	10	3	4	0	1	0	1	0	0	0	1	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
47	0	1	0	0	1	0	4	3	2	3	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
48	0	0	1	0	0	1	10	4	5	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
49	0	0	1	0	1	0	4	4	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
50	0	0	1	0	0	1	4	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
51	0	0	1	0	0	1	4	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
52	0	0	1	0	0	1	5	4	3	8	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	
53	0	0	1	0	0	1	4	1	3	0	1	0	1	1	1	1	0	0	S4	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
54	0	0	1	1	0	0	8	2	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	S3	1	0	0	0	0	1	M	0	0	A	1	0	0	0	1	0	
55	0	0	1	0	0	1	6	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	SI	1	0	0	0	0	1	
56	0	0	1	0	1	0	11	3	6	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
57	0	0	1	0	0	1	5	4	6	0	1	0	1	0	1	0	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
58	0	0	1	0	0	1	2	2	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
59	0	0	1	0	0	1	9	3	4	0	1	0	1	0	1	0	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
60	0	0	1	0	0	1	9	3	6	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
61	0	0	1	0	1	0	5	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
62	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	1	0	0	0	1	0	M	0	0	A	0	1	0	0	0	0	1
63	0	1	0	0	0	1	9	5	9	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
64	0	0	1	0	0	1	4	4	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
65	0	0	1	1	0	0	5	2	6	0	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
66	0	0	1	0	0	1	3	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	A	0	1	0	0	0	1	
67	0	0	1	1	0	0	9	5	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
68	0	0	1	0	0	1	3	1	3	5	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	0	1	0	0	0	1	
69	0	0	1	0	1	0	3	3	3	0	1	0	1	0	0	1	0	1	S3	0	1	0	0	0	1	0	1	0	A	0	1	0	0	1	0	
70	1	0	0	0	1	0	3	3	7	0	1	0	1	1	0	1	1	0	S4	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
71	0	1	0	0	1	0	3	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
72	0	1	0	0	0	1	4	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
73	0	0	1	0	1	0	8	3	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
74	0	0	1	0	0	1	2	5	3	4	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
75	0	0	1	0	1	0	8	3	5	2	1	0	1	0	1	1	0	0	S3	0	1	0	0	0	1	0	1	0	A	1	0	0	0	0	1	
76	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
77	0	1	0	0	1	0	4	1	3	0	1	0	1	1	0	1	0	0	S3	1	0	0	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
78	0	0	1	0	1	0	6	1	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	1	0	A	0	1	0	0	0	0	1
79	0	0	1	0	1	0	6	3	3	0	1	0	0	1	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
80	0	0	1	0	0	1	1	3	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
81	0	0	1	0	1	0	7	2	?	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	SI	0	0	SI	0	1	0	0	0	0	1
82	0	0	1	0	1	0	3	1	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	1
83	0	1	0	0	1	0	11	2	15	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1

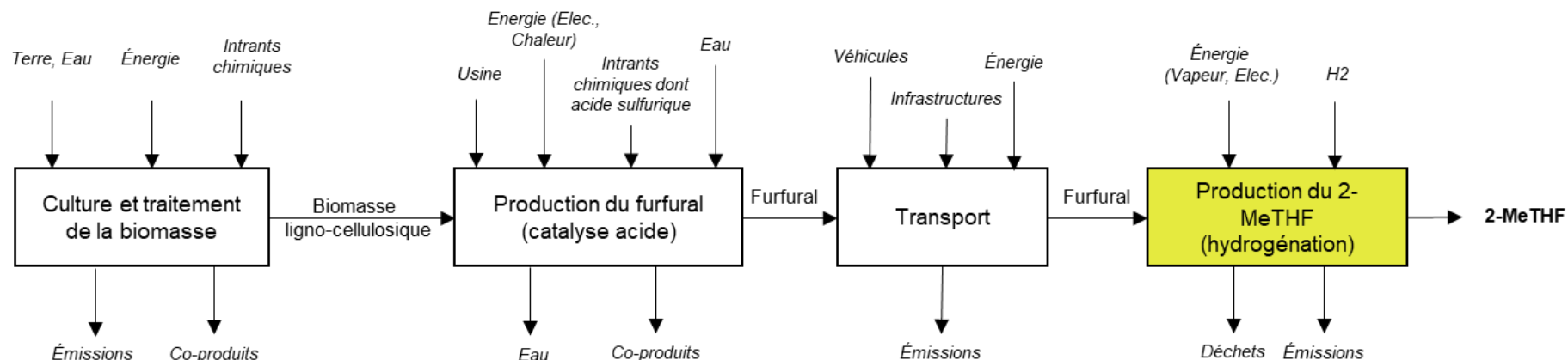
84	0	0	1	1	0	0	1	1	31	0	1	0	1	1	1	1	1	1	S6	1	0	0	0	0	1	SI	0	0	SI	0	1	0	0	0	0	1
85	0	0	1	0	0	1	3	1	3	0	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
86	0	0	1	1	0	0	11	5	4	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
87	0	1	0	1	0	0	3	3	4	0	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
88	0	1	0	1	0	0	11	3	14	0	1	0	1	1	0	1	0	0	S3	0	0	1	0	0	1	M	0	0	A	1	0	0	0	0	1	
89	0	1	0	1	0	0	3	3	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
90	0	0	1	0	0	1	4	2	2	3	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
91	0	0	1	0	0	1	3	3	2	0	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
92	0	0	1	0	0	1	3	3	3	0	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
93	0	0	1	0	0	1	11	5	23	0	1	0	1	0	0	1	0	1	S3	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
94	0	0	1	0	1	0	6	5	16	0	1	0	1	1	0	0	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
95	0	1	0	0	1	0	7	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	M	0	0	A	0	1	0	0	0	1	
96	0	1	0	0	0	1	3	1	10	0	1	0	0	1	0	1	1	0	S3	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
97	0	1	0	0	1	0	3	4	?	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	0	1	0	0	0	1	0
98	0	0	1	0	0	1	3	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
99	0	1	0	0	1	0	3	3	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	M	0	0	SI	1	0	0	0	0	1	
100	0	1	0	1	0	0	4	2	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	M	0	0	A	0	1	0	0	0	1	
101	0	0	1	0	0	1	5	3	3	1	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
102	0	1	0	0	1	0	11	3	9	0	1	0	1	1	1	0	0	0	S3	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
103	0	1	0	0	0	1	4	3	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
104	0	1	0	1	0	0	4	4	3	0	1	0	1	0	1	0	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
105	0	0	1	0	1	0	7	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
106	0	1	0	0	1	0	6	3	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	M	0	0	A	1	0	0	0	0	1	
107	0	1	0	0	1	0	2	1	1	2	1	0	0	0	0	1	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	A	1	0	0	0	0	1	
108	0	0	1	0	0	1	12	9	12	0	1	0	1	1	0	0	1	0	S3	0	0	1	0	0	1	0	1	0	A	1	0	0	0	0	1	
109	0	0	1	0	0	1	8	4	8	0	1	0	1	1	0	1	0	0	S3	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
110	0	1	0	0	0	1	4	4	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
111	0	0	1	0	1	0	10	2	8	0	1	0	1	0	0	1	1	0	S3	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
112	0	1	0	0	1	0	18	0	12	0	0	1	1	0	0	0	0	0	S1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	
113	0	1	0	0	1	0	5	2	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
114	0	0	1	0	0	1	5	5	5	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
115	0	0	1	0	0	1	?	?	?	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
116	0	0	1	0	0	1	12	3	4	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
117	0	1	0	0	0	1	15	4	24	0	1	0	1	0	1	1	0	0	S3	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
118	0	1	0	0	1	0	12	3	12	0	1	0	1	0	1	1	0	0	S3	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
119	0	0	1	0	1	0	3	3	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
120	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
121	0	1	0	1	0	0	24	9	18	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	A	0	0	A	1	0	0	0	0	1	
122	0	1	0	0	1	0	3	1	4	0	1	0	1	1	0	1	1	0	S4	1	0	0	0	0	1	M	0	0	A	0	1	0	0	0	1	
123	0	0	1	0	0	1	4	0	4	0	0	1	1	1	0	1	1	0	S4	1	0	0	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
124	0	0	1	0	0	1	7	3	4	0	1	0	1	0	1	0	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	0	1
125	0	0	1	0	0	1	6	3	6	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
126	0	0	1	0	1	0	3	1	3	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
127	0	0	1	0	1	0	6	3	3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	S1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	1	
128	0	1	0	1	0	0	2	4	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	1	0	0	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	1
129	0	1	0	1	0	0	8	?	6	0	1	0	1	1	0	1	0	0	S3	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1

130	0	0	1	0	1	0	1	?	?	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
131	0	1	0	1	0	0	8	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
132	0	0	1	0	1	0	2	1	3	0	1	0	1	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
133	0	0	1	0	0	1	7	5	4	0	1	0	1	0	0	1	0	S2	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
134	0	1	0	0	1	0	11	1	4	0	1	0	1	0	0	1	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
135	0	0	1	0	1	0	5	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	S3	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	
136	0	0	1	0	0	1	4	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
137	0	0	1	0	1	0	3	4	5	0	1	0	1	1	0	1	0	S3	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
138	0	1	0	0	1	0	10	9	21	0	1	0	1	1	1	1	1	S5	0	1	0	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	0	1	
139	0	1	0	1	0	0	13	3	32	0	1	0	1	1	1	1	1	S5	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
140	0	0	1	0	1	0	2	1	3	0	1	0	1	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
141	0	0	1	1	0	0	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
142	0	0	1	0	0	1	10	4	6	1a	1	0	1	0	0	1	1	S3	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
143	0	1	0	0	1	0	3	1	16	0	1	0	1	1	0	1	1	S4	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
144	0	1	0	1	0	0	19	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	A	1	0	0	0	0	0	0	1	
145	0	0	1	0	1	0	11	6	26	0	1	0	1	1	1	1	1	S5	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
146	0	1	0	0	1	0	15	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
147	0	1	0	0	1	0	8	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
148	0	0	1	0	0	1	16	2	16	0	1	0	1	0	0	1	1	S3	0	0	1	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	0	1	
149	0	0	1	0	0	1	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
150	0	1	0	0	1	0	7	3	14	0	1	0	1	0	0	0	1	S2	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
151	0	0	1	0	1	0	?	?	?	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	0	0	1	
152	0	0	1	0	0	1	8	2	2	0	1	0	0	0	0	1	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
153	0	0	1	1	0	0	3	3	7	0	1	0	1	1	0	1	0	S3	1	0	0	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
154	0	1	0	0	0	1	6	0	10	0	0	1	1	1	0	1	1	S4	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
155	0	0	1	0	0	1	2	1	2	1	1	0	0	0	0	1	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
156	0	0	1	0	0	1	8	5	5	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
157	0	0	1	0	1	0	2	2	6	0	1	0	1	1	0	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	M	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	0	0	1
158	0	0	1	0	1	0	4	3	5	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	0	0	0	1
159	0	0	1	0	1	0	2	3	2	0	1	0	1	0	0	1	0	S2	0	0	1	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	0	0	1
160	0	0	1	0	0	1	10	3	5	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
161	0	1	0	0	0	1	6	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
162	0	0	1	0	1	0	1	1	23	1	1	0	1	1	1	1	1	S5	0	0	1	0	0	1	0	1	0	A	1	0	0	0	0	0	0	0	1
163	0	0	1	0	0	1	1	2	2	1	1	0	0	0	0	1	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
164	0	1	0	0	0	1	3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	A	1	0	0	0	0	0	0	0	1
165	0	0	1	0	1	0	10	7	10	0	1	0	1	1	0	1	0	S3	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
166	0	1	0	1	0	0	13	5	9	0	1	0	1	1	1	1	1	S5	0	1	0	0	0	1	M	0	0	SI	0	1	0	0	0	0	0	0	1
167	0	1	0	1	0	0	11	3	6	0	1	0	1	1	1	1	1	S5	0	0	1	0	0	1	SI	0	0	SI	0	1	0	0	0	0	0	0	1
168	0	1	0	0	1	0	8	6	5	0	1	0	1	0	0	0	0	S1	0	1	0	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	0	0	1
169	0	0	1	1	0	0	9	1	6	0	1	0	1	0	0	0	0	S1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
170	0	1	0	1	0	0	11	5	31	0	1	0	1	1	1	1	1	S6	0	0	0	1	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	0	0	0	0	0	1
171	0	0	1	0	1	0	2	1	2	0	1	0	1	0	0	1	0	S2	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
172	0	0	1	0	0	1	4	4	3	8	1	0	0	0	1	1	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	1	0	A	1	0	0	0	0	0	0	0	1
173	0	1	0	0	1	0	5	7	23	0	1	0	1	1	1	1	1	S5	1	0	0	0	0	1	M	0	0	A	1	0	0	0	0	0	0	0	1
174	0	1	0	1	0	0	7	5	5	0	1	0	1	0	0	1	0	S2	0	0	1	0	0	1	A	0	0	A	0	1	0	0	0	0	0	0	1
175	0	0	1	1	0	0	9	5	18	0	1	0	1	1	0	1	1	S4	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1

176	0	0	1	1	0	0	8	1	20	0	1	0	1	1	1	1	0	0	S4	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
177	0	1	0	1	0	0	12	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	0	1	
178	0	1	0	1	0	0	17	5	12	0	1	0	1	0	0	1	1	0	S3	0	1	0	0	0	1	0	1	0	SI	0	1	0	0	0	0	1	
179	0	0	1	0	0	1	10	3	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	M	0	0	1	0	1	0	0	0	1		
180	0	1	0	1	0	0	7	1	3	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1		
181	0	0	1	1	0	0	5	1	6	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
182	0	1	0	1	0	0	4	2	4	0	1	0	1	1	1	0	0	0	S3	0	0	1	0	0	1	M	0	0	SD	0	1	0	0	0	0	1	
183	0	0	1	0	1	0	1	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	A	0	0	A	0	1	0	0	0	0	1	
184	0	1	0	1	0	0	11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	A	0	0	A	0	0	1	0	0	0	1	
185	0	0	1	0	0	1	7	3	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1		
186	0	1	0	0	0	1	15	4	26	0	1	0	1	1	1	1	1	0	S5	0	0	1	0	0	1	0	1	0	SI	1	0	0	0	0	0	1	
187	0	0	1	1	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	
188	0	0	1	1	0	0	10	4	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	SI	0	0	SI	0	1	0	0	0	0	1	
189	0	0	1	1	0	0	3	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	1	0	0	0	1	M	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
190	0	0	1	0	0	1	5	3	4	3	1	0	1	0	0	1	0	0	S2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	
191	0	0	1	0	1	0	3	1	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	
192	0	0	1	1	0	0	5	4	4	0	1	0	1	0	0	0	0	0	S1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	
193	0	0	1	1	0	0	6	6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	S0	0	0	1	0	0	1	SI	0	0	SI	1	0	1	0	0	0	1	

CHAPITRE 3 – ÉVALUATION DE LA DURABILITÉ DES PRODUITS DE LA BIO-ÉCONOMIE : LE CAS DE LA PRODUCTION DE TRAMADOL

3.1. ARBRE DES PROCESSUS DU 2-METHF B



3.2. DONNÉES D'INVENTAIRE

Tableau 30. Ratios d'allocation pour les co-produits de la culture de la canne à sucre

	Quantity (t) (Renouf et al. 2011)	Price (\$/t) (Dias et al. 2011)	Physical allocation (%)	Economic allocation (%)
Sugar	14,3	760	31,71%	92,38%
Bagasse	28	7	62,08%	1,67%
Molasse	2,8	250	6,21%	5,95%

Tableau 31. Ratios d'allocation pour les co-produits de la culture du maïs

	Quantity (kg/ha) (Supasri et al. 2020)	Price (USD/kg) Luo et al. 2011)	Physical allocation (%)	Economic allocation (%)
Corncoobs	820	0,033	7,79%	3,65%
Grains	3420	0,148	32,48%	68,33%

Leaves and stalks	6290	0,033	59,73%	28,02%
-------------------	------	-------	--------	--------

Tableau 32. Ratios d'allocation pour les co-produits de la production de furfural

Physical & economic allocation	Win (2005)			
	Product	Quantity (kg/ kg of furfural)	Prices (USD/kg of furfural)	Physical allocation (%)
Acetic acid	0.53	0.9	12,62%	9,15%
Acetone	0.17	0.8	4,05%	2,61%
Furfural	1	0.9	23,81%	17,26%
Furfuryl alcohol	1	1	23,81%	19,17%
Levulinic acid	1.33	2	31,67%	51,00%
Methanol	0.17	0,25	4,05%	0,81%

Tableau 33. Scénarios d'approvisionnement de Pennakem

	China	South Africa	Dominican Republic
Furfural from bagasse	9%	50%	41%
Furfural from corncobs	100%	-	-

Tableau 34. Distance d'approvisionnement par scénario

	Truck	Boat	Train
South Africa	80 km from Illovo Sugar Warehouse to Durban Port	15330 km from Durban Port to Houston Port	915 km from Houston Port to Memphis
Dominican Republic	5 km from Central Romana Corporation to La Romana Port	3170 km from La Romana Port to Houston Port	915 km from Houston Port to Memphis
China	180 km Average Chinese freight distance ³	18940 km From Dalian Port to Charleston Port	970 km From Charleston Port to Memphis

Tableau 35. Estimation de la masse de carbone de chaque molécule

		C	H	O	Total
Molar mass (g/mol)		12	1	16	
Atom quantity	2-MeTHF	5	10	1	
	THF	4	8	1	

³ <https://www.ceicdata.com/en/china/transport-passenger-and-freight-average-distance/cn-transport-average-distance-freight-highway>

Total Molar mass (g/mol)	2-MeTHF	60	10	16	86
	THF	48	8	16	72

Tableau 36. Masse de carbone par molécule au regard de l'unité fonctionnelle

	Reference flow (kg/FU)	Molar mass of the molecule (kg/mol)	Carbon content of the molecule (kg/mol)	Number of mole by functional unit	Carbon mass by functional unit (kg C/FU)
2-MeTHF	1,23E+00	0,086	0,060	1,43E+01	8,57E-01
THF	1,48E+00	0,072	0,048	2,06E+01	9,89E-01

3.3. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Tableau 37. 2-MeTHF B (1,23 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

	Unit	Bagasse (EA)	Furfural (EA)	Transportation	2-MeTHF production	Solvent incineration	Direct emissions	TOTAL
ATF	mol H+ eq	2,64E-04	1,56E-02	6,74E-03	6,60E-03	2,62E-05	-1,86E-05	2,92E-02
CHH	CTUh	7,12E-10	2,02E-08	7,20E-09	1,57E-08	5,90E-10	-5,82E-14	4,44E-08
CC	kg CO2 eq	2,17E-02	1,20E+00	2,71E-01	1,74E+00	3,70E-03	-1,23E-05	3,24E+00
Feco	CTUe	1,78E-01	1,20E+00	1,78E-01	6,88E-01	8,76E-03	0,00E+00	2,26E+00
Feutro	kg P eq	3,42E-06	2,64E-04	1,69E-05	4,79E-04	8,77E-07	-3,49E-06	7,60E-04
Meutro	kg N eq	1,08E-04	7,73E-04	1,73E-03	1,07E-03	3,41E-06	-1,63E-05	3,67E-03
Teutro	mol N eq	9,65E-04	8,94E-03	1,92E-02	9,24E-03	3,68E-05	1,31E-05	3,84E-02
IR	kBq U-235 eq	3,33E-04	5,71E-02	1,65E-02	2,65E-01	1,63E-04	-1,05E-05	3,39E-01
LU	Pt	4,13E+00	2,23E+00	1,28E+00	5,60E+00	2,67E-02	1,23E-05	1,33E+01
NCHH	CTUh	4,03E-08	8,16E-07	1,40E-08	1,23E-07	4,15E-10	-5,17E-13	9,93E-07
OD	kg CFC11 eq	9,72E-10	1,05E-07	5,21E-08	1,17E-07	3,17E-10	-3,63E-13	2,75E-07
POF	kg NMVOC eq	5,01E-05	2,74E-03	5,02E-03	3,10E-03	1,27E-05	-1,23E-06	1,09E-02
RU-nrj	MJ	7,85E-02	1,54E+01	3,49E+00	3,09E+01	3,46E-02	1,23E-05	4,99E+01
RU-MM	kg Sb eq	7,18E-08	2,74E-05	6,19E-07	8,46E-06	1,70E-08	3,20E-11	3,66E-05
RI	disease inc.	2,45E-09	3,80E-07	1,52E-08	5,33E-08	2,62E-10	6,25E-13	4,52E-07
WS	m3 depriv.	1,81E-01	5,38E-01	1,32E-02	2,94E-01	1,41E-03	1,23E-05	1,03E+00

Tableau 38. 2-MeTHF M (1,23 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

	Unit	Comcobs	Furfural	Transportation	2-MeTHF production	Solvent incineration	Direct emissions	TOTAL
ATF	mol H+ eq	8,78E-03	1,84E-02	1,12E-02	7,36E-03	2,62E-05	-1,77E-05	4,58E-02
CHH	CTUh	1,22E-08	2,31E-08	1,04E-08	1,75E-08	5,90E-10	2,79E-14	6,38E-08
CC	kg CO2 eq	2,25E-01	1,91E+00	4,39E-01	1,82E+00	3,70E-03	-1,23E-05	4,40E+00
Feco	CTUe	1,61E-01	1,31E+00	3,20E-01	7,41E-01	8,76E-03	1,23E-05	2,54E+00
Feutro	kg P eq	4,49E-05	3,24E-04	2,40E-05	5,19E-04	8,77E-07	-1,73E-06	9,11E-04
Meutro	kg N eq	3,09E-03	2,19E-03	2,81E-03	1,16E-03	3,41E-06	-7,96E-06	9,24E-03
Teutro	mol N eq	3,65E-02	2,50E-02	3,11E-02	1,02E-02	3,68E-05	9,48E-06	1,03E-01
IR	kBq U-235 eq	6,33E-03	6,95E-02	2,67E-02	2,74E-01	1,63E-04	-1,23E-05	3,77E-01
LU	Pt	4,44E+01	1,82E+01	1,92E+00	5,95E+00	2,67E-02	1,23E-05	7,05E+01
NCHH	CTUh	-2,22E-07	6,05E-07	2,37E-08	1,36E-07	4,15E-10	6,15E-14	5,43E-07
OD	kg CFC11 eq	1,40E-08	1,68E-07	8,59E-08	1,70E-07	3,17E-10	3,20E-14	4,38E-07
POF	kg NMVOC eq	1,20E-03	4,12E-03	8,12E-03	3,33E-03	1,27E-05	1,40E-05	1,68E-02
RU-nrj	MJ	1,63E+00	2,36E+01	5,70E+00	3,17E+01	3,46E-02	0,00E+00	6,27E+01
RU-MM	kg Sb eq	2,16E-06	2,66E-05	9,23E-07	9,64E-06	1,70E-08	-4,43E-11	3,93E-05
RI	disease inc.	6,01E-08	3,41E-07	2,18E-08	5,72E-08	2,62E-10	1,62E-13	4,80E-07
WS	m3 depriv.	2,19E+00	1,38E+00	1,89E-02	3,84E-01	1,41E-03	1,23E-05	3,98E+00

Tableau 39. THF (1,49 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

	Unit	-	1,4-butanediol production	THF production	Transportation	incineration of THF	Direct emissions	TOTAL
ATF	mol H+ eq	-	2,12E-01	4,54E-03	7,14E-03	1,94E-04	0,00E+00	2,24E-01
CHH	CTUh	-	1,13E-07	1,87E-08	7,57E-09	1,44E-09	0,00E+00	1,41E-07
CC	kg CO2 eq	-	8,84E+00	3,32E-01	3,15E-01	5,41E+00	0,00E+00	1,49E+01
Feco	CTUe	-	4,65E+00	4,31E-01	2,84E-01	1,70E-02	0,00E+00	5,38E+00
Feutro	kg P eq	-	2,86E-03	1,71E-04	1,91E-05	1,94E-06	0,00E+00	3,05E-03
Meutro	kg N eq	-	7,00E-03	3,50E-04	1,81E-03	7,65E-06	0,00E+00	9,17E-03
Teutro	mol N eq	-	7,46E-02	3,77E-03	2,00E-02	1,85E-03	0,00E+00	1,00E-01
IR	kBq U-235 eq	-	8,13E-01	2,65E-02	1,94E-02	3,87E-04	0,00E+00	8,59E-01
LU	Pt	-	3,81E+01	2,89E+00	1,79E+00	5,05E-02	0,00E+00	4,28E+01
NCHH	CTUh	-	8,17E-07	9,68E-08	2,00E-08	9,78E-10	0,00E+00	9,35E-07
OD	kg CFC11 eq	-	8,03E-07	1,16E-08	6,18E-08	1,11E-09	0,00E+00	8,77E-07
POF	kg NMVOC eq	-	2,52E-02	1,03E-03	5,26E-03	1,36E-04	0,00E+00	3,16E-02
RU-nrj	MJ	-	1,49E+02	3,57E+00	4,14E+00	1,23E-01	0,00E+00	1,56E+02
RU-MM	kg Sb eq	-	6,13E-05	1,75E-05	7,28E-07	4,20E-08	0,00E+00	7,96E-05
RI	disease inc.	-	4,38E-07	2,79E-08	1,71E-08	2,60E-09	0,00E+00	4,85E-07
WS	m3 depriv.	-	1,98E+01	7,10E-02	1,51E-02	4,65E-03	0,00E+00	1,99E+01

Tableau 40. Normalized results

Impact category	2-MeTHF B	2-MeTHF B (PA)	2-MeTHF M	2-MeTHF M (PA)	THF GLO	THF US
ATF	3,48E-05	5,78E-05	5,47E-05	8,94E-05	2,70E-04	2,80E-04
CHH	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
CC	9,25E-05	1,40E-04	1,30E-04	1,60E-04	4,30E-04	4,20E-04
Feco	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Feutro	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Meutro	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Teutro	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
IR	8,82E-06	1,20E-05	1,05E-05	1,32E-05	3,53E-05	3,53E-05
LU	4,05E-06	1,04E-05	1,02E-05	1,96E-05	1,01E-05	8,24E-06
NCHH	8,46E-06	2,00E-05	2,27E-05	4,51E-05	2,21E-05	1,80E-05
OD	4,31E-06	4,81E-06	4,79E-06	5,33E-06	1,09E-05	1,12E-05
POF	8,37E-07	1,41E-05	4,45E-06	1,19E-05	2,70E-06	2,78E-06
RU-nrj	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
RU-MM	7,97E-07	1,05E-06	1,27E-06	1,55E-06	2,54E-06	2,47E-06
RI	1,37E-05	1,81E-05	2,11E-05	2,68E-05	3,97E-05	3,36E-05
WS	6,81E-05	8,15E-05	8,56E-05	1,00E-04	2,10E-04	2,10E-04
ATF	5,11E-05	7,08E-05	5,49E-05	7,66E-05	1,10E-04	1,10E-04
CHH	6,76E-05	1,10E-04	7,19E-05	1,10E-04	7,28E-05	6,98E-05
CC	8,24E-06	8,20E-05	3,13E-05	7,86E-05	1,60E-04	1,60E-04

3.4. IMPACTS SOCIAUX

Tableau 41. 2-MeTHF B (1,23 kg or 10,6 USD to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

Impact category	Platform molecule production	Logistics	Solvent production	End-of-life	TOTAL
Cert. environmental management system	1,50E+01	2,65E+00	1,55E+00	5,04E+00	2,43E+01
Child Labour, total	1,97E+01	5,76E+00	2,12E-02	5,51E-02	2,56E+01
Viol. of employment laws and regulations	9,87E+00	2,78E+00	1,76E+00	5,62E+00	2,00E+01
Biomass consumption	3,52E+01	1,50E+01	1,90E+00	5,95E+00	5,80E+01
gender wage gap	2,00E+01	1,24E+01	1,50E-02	4,80E-02	3,24E+01
Fair Salary	3,74E+01	1,61E+01	5,17E+00	1,63E+01	7,50E+01
Public sector corruption	3,39E+01	1,44E+01	2,21E-01	6,53E-01	4,91E+01
Association and bargaining rights	8,59E+00	7,20E-01	7,81E-02	5,95E-01	9,98E+00
Trade unionism	9,39E+00	9,67E+00	1,78E+00	5,52E+00	2,64E+01

Tableau 42. 2-MeTHF M (1,23 kg or 10,6 USD to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

Impact category	Platform molecule production	Logistics	Solvent production	End-of-life	TOTAL
Cert. environmental management system	2,48E-01	3,69E-02	1,55E+00	5,04E+00	6,88E+00
Child Labour, total	8,09E+00	5,24E-01	2,12E-02	5,51E-02	8,69E+00
Viol. of employment laws and regulations	8,00E+01	4,92E+00	1,76E+00	5,62E+00	9,23E+01
Biomass consumption	8,10E+01	5,08E+00	1,90E+00	5,95E+00	9,40E+01
gender wage gap	2,26E-01	2,02E-02	1,50E-02	4,80E-02	3,09E-01
Fair Salary	8,11E+01	5,12E+00	5,17E+00	1,63E+01	1,08E+02
Public sector corruption	8,07E+01	5,04E+00	2,21E-01	6,53E-01	8,66E+01
Association and bargaining rights	8,67E+01	5,32E+00	7,81E-02	5,95E-01	9,27E+01
Trade unionism	1,86E+00	1,73E-01	1,78E+00	5,52E+00	9,34E+00

Tableau 43. THF (1,49 kg or 9,3 USD to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

Impact category	Platform molecule production	Logistics	Solvent production	Platform molecule production	End-of-life
Cert. environmental management system	-	5,43E+00	8,99E-01	0,00E+00	7,45E+00
Child Labour, total	-	4,08E-02	3,63E-01	0,00E+00	6,04E-02
Viol. of employment laws and regulations	-	5,80E+00	3,25E+00	0,00E+00	8,06E+00
Biomass consumption	-	6,07E+00	6,22E+00	0,00E+00	8,42E+00
gender wage gap	-	4,12E-02	2,64E-01	0,00E+00	5,06E-02
Fair Salary	-	1,70E+01	8,19E+00	0,00E+00	2,36E+01
Public sector corruption	-	4,55E-01	4,70E+00	0,00E+00	6,76E-01
Association and bargaining rights	-	2,25E-01	2,08E+00	0,00E+00	8,30E-01
Trade unionism	-	5,78E+00	3,39E+00	0,00E+00	7,96E+00

3.5. IMPACTS ÉCONOMIQUES

Tableau 44. 2-MeTHF B (1,23 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

Impact category	Platform molecule producer	Solvent producer	Tramadol producer
Raw material	0,04	-	
Platform molecule (excl. Raw material and labour)	0,41	2,6	
Transportation	-	0,20	
Solvent (excl.raw material, platform molecule and labour)	-	0,63	8,25
End-of-life	-	-	1,48
Labour	-	0,39	0,36

Tableau 45. 2-MeTHF M (1,23 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

Impact category	Platform molecule producer	Solvent producer	Tramadol producer
Raw material	0,08	-	
Platform molecule (excl. Raw material and labour)	0,43	2,23	
Transportation	-	0,03	
Solvent (excl.raw material, platform molecule and labour)	-	0,63	8,25
End-of-life	-	-	1,48
Labour	-	0,76	0,36

Tableau 46. THF (1,49 kg to solvate the reaction media for producing 1 kg of Tramadol)

Impact category	Platform molecule producer	Solvent producer	Tramadol producer
Raw material	-	-	
Platform molecule (excl. Raw material and labour)	-	0,57	
Transportation	-	0,01	
Solvent (excl.raw material, platform molecule and labour)	-	0,04	4,93
End-of-life	-		1,79
Labour	-	0,31	0,36

CHAPITRE 4 - ENJEUX DE CRITICITÉ DANS LE CADRE DE LA BIO-ÉCONOMIE : PROPOSITION D'UNE MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA CRITICITÉ

TRAME DES ENTRETIENS RÉALISÉS

Voir à la fin de la liste de publications

CALCUL DES LIMITES PLANÉTAIRES POUR LA MÉTHODE ENVIRONMENTAL FOOTPRINT

D'un point de vue environnemental, les limites planétaires [56,181] font partie des cibles les plus fréquemment citées quand il s'agit de durabilité. Elles couvrent neuf aspects : le changement climatique, l'intégrité de la biosphère, les perturbations dans les cycles chimiques du phosphate et l'azote, la modification de l'occupation des sols, l'introduction de nouvelles entités dans l'environnement, l'utilisation d'eau douce, la diminution de la couche d'ozone, l'acidification des océans et enfin la concentration des aérosols atmosphériques.

Elles représentent des seuils scientifiques, en quantité émises ou extraites, à l'échelle mondiale qu'il ne faut pas dépasser pour que l'humanité puisse vivre dans un écosystème sûr. Ce seuil définit donc un espace de tolérance dans lequel évoluer en tant que société, permettant d'éviter des modifications brutales, non-linéaires, potentiellement catastrophiques et difficilement prévisibles de l'environnement.

Ces limites ont fait l'objet de travaux d'adaptation afin de pouvoir être appliquées aux résultats d'Analyse du Cycle de Vie (ACV), pour évaluer le potentiel de réduction d'impact des systèmes [182,183]. Ainsi Sala et al. ont proposé une adaptation des différents seuils pour les interventions humaines aux catégories d'impact de la méthode de calcul des impacts environnementaux « EF Method », comme indiqué dans le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

Ces "tolérances" pour les impacts environnementaux sont définies à l'échelle de la production mondiale. Elles doivent donc être réparties, ou allouées, entre les différentes activités humaines. Pour cela, une normalisation est possible et le calcul de la « valeur tolérée » par système de produit peut être effectué grâce aux travaux de Ryberg et al. [184] et de Wheeler et al. [185].

Avant d'être appliquées à « l'espace de tolérance », ces parts sont calculées en considérant les dépenses de consommation finales liées au produit étudié. Ainsi, en utilisant les tableaux d'entrée sortie, il est possible de rapporter la valeur liée à l'unité fonctionnelle dans un secteur en particulier ($DCF_{secteur}$) à la valeur totale produite dans le monde ($DCF_{globale}$) par an. Cette approche est dite utilitariste et se base sur l'équation $aS = \frac{DCF_{secteur}}{DCF_{globale}}$ permettant le calcul de la tolérance avec l'équation

$$SoSOS = aS * SOS$$

Afin de rapporter la limite planétaire à l'unité fonctionnelle, on divisera donc la part de celle-ci allouée au secteur par la valeur créée par ce dernier. L'équation permettant donc de rapporter la limite planétaire à l'UF est :

$$PB_{Secteur(USD)} = \frac{\frac{DCF_{secteur}}{DCF_{globale}} * SoS}{DCF_{Secteur}}$$

Dans le cas présent, on considère des dépenses du secteur de la chimie (DCF_{chem}) à hauteur de 3 661 205 300 000 USD pour l'année 2018 [354] et une dépense de consommation finale globale ($DCF_{globale}$) égale à 48 479 100 000 000 USD pour cette même année [355] soit une $aS_{chem} = 7,55\%$.

Pour calculer la part de limite planétaire (PB) par dollar de produit de l'industrie chimique énoncée pour chaque indicateur (I) par Sala et al. [183] pour la méthode d'évaluation de l'impact « EF Method », on calcule la tolérance ainsi :

$$PB_{I_{chem(USD)}} = \frac{aS_{chem} * PB_I}{DCF_{chem}} = \frac{0.0755 * PB_I}{3\,661\,205\,300\,000}$$

Tableau 47. Adaptation des limites planétaires pour la méthode de calcul « Environmental Footprint » par Sala et al. (2020)

Catégories d'impact de la méthode de calcul « Environmental Footprint »	Abbréviation	PB adapted for EF method (Sala et al., 2020)
Acidification terrestre et aquatique	ATF	1,00E+12
Changement climatique	CC	6,81E+12
Ecotoxicité aquatique	Feco	1,13E+14
Utilisation de ressources, ressources énergétiques	RU-nrj	2,24E+14
Eutrophisation aquatique	Feuro	5,81E+09
Eutrophisation marine	Meuro	2,01E+11
Eutrophisation terrestre	Teuro	6,13E+12
Effets cancérigènes sur la santé humaine	CHH	9,62E+05
Effets non-cancérigènes sur la santé humaine	NCHH	4,10E+06
Radiations ionisantes, HH	IR	5,27E+14
Utilisation de terres	LU	1,27E+13
Utilisation de ressources, minéraux et métaux	RU-MM	2,19E+08
Appauvrissement de la couche d'ozone	OD	5,39E+08

Substances ionorganiques inhalées	PMFP	5,16E+05
Formation d'ozone photochimique, HH	POF, HH	4,07E+11
Raréfaction de l'eau	WS	1,82E+14

CHAPITRE 5 - PROPOSITION D'UNE MÉTHODE INTÉGRÉE POUR ÉVALUER LA CRITICITÉ ET LA DURABILITÉ POUR LES PRODUITS DE LA BIO-ÉCONOMIE : LA MÉTHODE LIGNOSUSCRIT

5.1. SAISIE MANUELLE

5.1.1. INFORMATIONS SUR LE TRIPLET

Tableau 48. Saisie manuelle des informations relatives au triplet

	Ressource	Ressource principale	Molécule	Procédé	Secteur	Industrie liée	Pays	Indépendance économique	Taux d'autonomie énergétique du fournisseur	Qté pour la synthèse d'1kg de produit fini	Coût au kg
B_ZAF_F	Bagasse de canne à sucre	Sucre, canne	Furfural	Huaxia/ Westpro	Sucre	Sucre - ZAF	Afrique du Sud	100%	0,9	1,35	1,2
B_DOM_F	Bagasse de canne à sucre	Sucre, canne	Furfural	Huaxia/ Westpro	Sucre	Chimie - DOM	République dominicaine	100%	0,48	1,35	1,2
C_CHN_F	Rafle de maïs	Maïs	Furfural	Huaxia/ Westpro	Sucre	Sucre - CHN	Chine, continentale	100%	0,5	1,35	1,2

5.1.2. INFORMATIONS SUR LE SCÉNARIO

Tableau 49. Saisie manuelle des informations relatives au scénario

2MeTHB		2MeTHFC	
Part de marché	Triplet	Part de marché	Triplet
50%	B_ZAF_F	100%	C_CHN_F
41%	B_DOM_F		
9%	C_CHN_F		

5.1.3. SAISIE DES ENJEUX

Tableau 50. Saisie manuelle des informations relatives aux enjeux

Déterminant	Enjeu de la firme	Pondération par défaut
Dépendance économique	4	1
Conflit d'usage de la ressource chez le producteur	2	1
Quantité de molécules d'intérêt potentielles	2	1
Surface dédiée à la culture	1	1
Eau dédiée à la culture	2	1
Catastrophes naturelles dans le pays producteur	1,3	1
Concurrence sur le marché	3	1
Fluctuations des prix de la matière première	4	1
Instabilité géopolitique et sociale du pays producteur	4	1
Conformité aux valeurs sociales	2	1
		0,062
		0,021
		0,211
		0,019
		0,028
		0,03
		0,037
Conformité aux valeurs environnementales	1,4	0,05
		0,079
		0,018
		0,063
		0,048
		0,083
		0,076
		0,09
		0,085
Provisions budgétaires	1	1
Stocks	4	1
Diversification de l'approvisionnement	4	1

5.2. BASES DE DONNÉES

5.2.1. MATIÈRES PREMIÈRES

Tableau 51. Informations relatives aux matières premières

Ressource ligno-cellulosique	Ressource principale	A = agricole F= forestière	Type	Cellulose	Hémicellulose	Lignine	Taux co-produit
Algues		A	Primaire	0,3	0,45	0	1
Bagasse de canne à sucre	Sucre, canne	A	Primaire	0,45	0,22	0,31	0,62
Bagasse de sorgho doux	Sorgho	A	Primaire	0,4	0,23	0,17	1
Bambou	Amandes non décortiquées	A	Primaire	0,35	0,2	0,26	1
Banane	Bananes	A	Primaire	0,63	0,07	0,08	1
Bois dur	Amandes non décortiquées	F	Primaire	0,23	0,28	0,23	1
Bois tendre		F	Primaire	0,29	0,38	0,28	1
Bouleau		F	Primaire	0,46	0,19	0,24	1
Canne à sucre (entière)	Sucre, canne	A	Primaire	0,25	0,17	0,12	1
Cannes de maïs	Maïs	A	Primaire	0,39	0,25	0,13	0,6
Cenchrus purpureus		A	Primaire	0,22	0,24	0,239	1
Chêne		F	Primaire	0,48	0,18	0,28	1
Coque de café	Café, vert	A	Primaire	0,43	0,07	0,09	1
Coques d'arachides	Arachides non décortiquées	A	Primaire	0,38	0,36	0,16	1
Coques de noix	Noix non décortiquées	A	Primaire	0,28	0,28	0,35	1
Coques de riz	Riz	A	Primaire	0,3	0,2	0,28	1
Coton, Lin	Lin, traité mais non filé	A	Primaire	0,9	0,1	0	1
Cynodon dactylon		A	Primaire	0,25	0,357	0,064	1
Dactyle pelotonné		A	Primaire	0,32	0,4	0,047	1
Déchets alimentaires		A	Tertiaire	0,554	0,072	0,114	1
Déchets de banane		A	Primaire	0,132	0,148	0,14	1
Déchets de papier à partir de pulpe chimique		F	Secondaire	0,65	0,15	0,08	1
Déchets municipaux solides, généraux		A/F	Tertiaire	0,41	0,13	0,12	1
Ecorce de bois dur		F	Primaire	0,26	0,29	0,43	1
Ecorce de bois tendre		F	Primaire	0,28	0,24	0,45	1
Epicea		F	Primaire	0,4	0,35	0,25	
Epinette blanche		F	Primaire	0,44	0,1	0,27	1
Epinette rouge		F	Primaire	0,43	0,12	0,27	1
Erable rouge		F	Primaire	0,39	0,33	0,23	1
Feuilles et herbe		A	Primaire	0,153	0,105	0,438	1
Fibre de coco	Noix de coco	A	Primaire	0,39	0,002	0,43	1
Fibre de feuilles d'ananas	Ananas	A	Primaire	0,76	0,18	0,04	1

Fibres d'agave	Fibres d'agave, brut n.a.c.	A	Primaire	0,776	0,06	0,131	1
Fibres d'éponge végétale		A	Primaire	0,666	0,174	0,155	1
Fibres de bababier		A	Primaire	0,608	0,173	0,088	1
Fibres de graines de coton	Coton en graine, non égrené	A	Primaire	0,25	0,15	0	1
Fibres de graines de lin	Graines de lin	A	Primaire	0,47	0,25	0,23	1
Fibres de jute	Jute, brut ou roui	A	Primaire	0,49	0,2	0,24	1
Fibres de kenaf		A	Primaire	0,35	0,23	0,17	1
Fibres de maïs	Maïs	A	Primaire	0,1428	0,168	0,084	1
Fibres de sisal	Sisal, brut	A	Primaire	0,49	0,23	0,08	1
Fumier solide		A	Primaire	0,16	0,014	0,06	1
Herbacées (general)		A	Primaire	0,33	0,37	0,2	1
Hêtre		F	Primaire	0,47	0,2	0,23	1
Ivraie S32 (jeunes feuilles)		A	Primaire	0,24	0,21	0,05	1
Jacynthe d'eau		A	Primaire	0,183	0,49	0,0355	1
Journaux		F	Tertiaire	0,48	0,33	0,24	1
Miscanthus		A	Primaire	0,391	0,212	0,245	1
Paille d'avoine	Avoine	A	Primaire	0,34	0,33	0,18	0,58
Paille d'orge	Orge	A	Primaire	0,38	0,33	0,17	0,75
Paille de blé	Blé	A	Primaire	0,35	0,29	0,18	0,80
Paille de riz	Riz	A	Primaire	0,32	0,26	0,13	0,61
Paille de seigle	Seigle	A	Primaire	0,34	0,19	0,18	1
Panic érigé		A	Primaire	0,1	0,4	0,25	1
Papier haute qualité		F	Tertiaire	0,874	0,084	0,023	1
Papier kraft		F	Tertiaire	0,573	0,099	0,208	1
Papier mélangé et faible qualité		F	Tertiaire	0,423	0,094	0,15	1
Papiers de bureau		F	Tertiaire	0,686	0,124	0,113	1
Peuplier		F	Primaire	0,488	0,28	0,186	1
Peuplier deltoïde		F	Primaire	0,46	0,19	0,24	1
Peuplier faux-tremble		F	Primaire	0,5	0,28	0,15	1
Pin		F	Primaire	0,452	0,177	0,292	1
Pin blanc		F	Primaire	0,44	0,11	0,28	1
Pin gris		F	Primaire	0,41	0,1	0,27	1
Pruche du Canada		F	Primaire	0,43	0,1	0,32	1
Pulpe chimique		F	Secondaire	0,7	0,25	0,06	1
Pulpe de café	Café, vert	A	Primaire	0,35	0,463	0,188	1
Rafle de maïs	Maïs	A	Primaire	0,44	0,37	0,15	7,80%
Rejets de tri		A/F	Tertiaire	0,6	0,2	0,2	1
Sapin de douglas		F	Primaire	0,57	0,08	0,24	1
Solides primaires dans les eaux usées		A/F	Tertiaire	0,11	0	0,27	1
Spart		A	Primaire	0,26	0,3	0,18	1

Tige de luzerne cultivée	Amandes non décortiquées	A	Primaire	0,485	0,065	0,166	1
Tiges de coton	Coton en graine, non égrené	A	Primaire	0,43	0,29	0,04	1
Tiges de sorgho	Sorgho	A	Primaire	0,27	0,25	0,11	0,74
Tronc de bois dur	Bois de trituration, rondins et quartiers, conifère (production)	F	Primaire	0,43	0,11	0,3	1
Tronc de bois tendre	Bois de trituration, rondins et quartiers, non-conifère (production)	F	Primaire	0,44	0,23	0,27	1

5.2.2. DONNÉES DE LA FAO (INDICE DES PRIX À LA PRODUCTION)

Tableau 52. Informations relatives aux prix à la production des matières premières en fonction du pays (Données FAO)

Zone	Produit	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2016-2017	2017-2018	2018-2019	2019-2020	2020-2021	2021-2022	Fluctuation des prix de la matière première
Afrique du Sud	Maïs	129,4	68,15	91,16	94,35	96,91	112,28	162,14	47,33%	33,76%	3,50%	2,71%	15,86%	44,41%	24,60%
Afrique du Sud	Sucre, canne	116,29	107,63	93,2	106,8	126,39	132,99	133,4	7,45%	13,41%	14,59%	18,34%	5,22%	0,31%	9,89%
Chine, continentale	Maïs	73,53	104,93	110,26	118,2	121,19	116,52	106,66	42,70%	5,08%	7,20%	2,53%	3,85%	8,46%	11,64%
Chine, continentale	Sucre, canne	92,75	70,23	69,26	157,53	251,19	106,14	95,86	24,28%	1,38%	127,45%	59,46%	57,75%	9,69%	46,67%
République dominicaine	Maïs	99,46	104,87	112,31	126,02	115,7	129,75	163,66	5,44%	7,09%	12,21%	8,19%	12,14%	26,13%	11,87%
République dominicaine	Sucre, canne	285,8	315,33	347,95	572,13	590,33	571,2	665,41	10,33%	10,34%	64,43%	3,18%	3,24%	16,49%	18,00%

5.2.3. PAYS

Tableau 53. Informations relatives aux pays (INFORM = catastrophes naturelles, Landstress = stress terrestre, AWARE = stress hydrique)

Pays FR	Code ISO2	Code ISO3	WGI	INFORM RISK 2024)	Landstress (Deteix et al.)	AWARE
			97,76	8,70	0,87	
			0,00	0,00	0,00	
Afrique du Sud	ZA	ZAF	56,98	4,50	0,12	57,94
Albanie	AL	ALB	47,00	3,10	0,44	34,16
Algérie	DZ	DZA	21,43	3,60	0,04	64,17
Samoa américaines	AS	ASM	82,54	0,00	0,42	0,91
Andorre	AD	AND	91,66	0,00	0,02	56,33
Angola	AO	AGO	19,08	5,20	0,05	5,79
Anguilla	AI	AIA	79,62	0,00	0,02	22,37
Antartique	AQ	ATA	0,00	0,00	0,00	22,37
Antigua-et-Barbuda	AG	ATG	66,23	2,30	0,06	5,76
Argentine	AR	ARG	45,65	2,90	0,21	30,14
Arménie	AM	ARM	49,07	2,90	0,38	85,75
Arube	AW	ABW	87,67	0,00	0,21	0,00
Australie	AU	AUS	90,71	2,40	0,08	71,08
Autriche	AT	AUT	90,62	1,90	0,24	1,25
Azerbaïdjan	AZ	AZE	25,74	4,80	0,51	1,25

Bahamas	BS	BHS	0,00	2,10	0,03	84,63
Bahreïn	BH	BHR	49,44	1,40	0,31	8,73
Bangladesh	BD	BGD	21,12	5,70	0,77	2,99
Barbade	BB	BRB	77,42	2,00	0,71	2,99
Bélarus	BY	BLR	24,22	1,80	0,49	3,36
Belgique	BE	BEL	84,48	2,10	0,54	3,36
Belize	BZ	BLZ	42,72	3,60	0,08	1,09
Bénin	BJ	BEN	38,56	4,30	0,35	6,32
Bermudes	BM	BMU	84,00	0,00	0,11	6,32
Bhoutan	BT	BTN	68,12	2,80	0,03	6,32
Bolivie (État plurinational de)	BO	BOL	0,00	3,60	0,06	2,89
Pays-Bas caribéens	BQ	BES	0,00	0,00	0,00	1,38
Bosnie-Herzégovine	BA	BIH	32,39	3,10	0,27	1,18
Botswana	BW	BWA	69,31	2,60	0,06	21,71
île Bouvet	BV	BVT	0,00	0,00	0,00	1,08
Brésil	BR	BRA	43,85	4,60	0,21	2,28
territoire britannique de l'océan Indien	IO	IOT	0,00	0,00	0,00	13,71
Brunéï Darussalam	BN	BRN	74,57	2,40	0,12	0,18
Bulgarie	BG	BGR	55,78	2,70	0,52	26,70
Burkina Faso	BF	BFA	33,34	7,00	0,63	18,20
Burundi	BI	BDI	8,47	5,60	0,61	29,11
Cabo Verde	CV	CPV	0,00	2,40	0,06	29,11
Cambodge	KH	KHM	25,04	4,30	0,44	29,11
Cameroun	CM	CMR	14,57	6,60	0,14	7,14
Canada	CA	CAN	93,22	2,40	0,07	6,58
îles Caimans	KY	CYM	0,00	0,00	0,17	1,08
République d'Afrique centrale	CF	CAF	0,00	8,70	0,02	7,39
Tchad	TD	TCD	8,79	7,80	0,15	13,71
Chili	CL	CHL	76,83	3,20	0,05	81,38
Chine, continentale	CN	CHN	45,16	3,00	0,25	42,47
Île Christmas	CX	CXR	0,00	0,00	0,00	1,08
Îles Cocos	CC	CCK	0,00	0,00	0,00	1,08
Colombie	CO	COL	45,80	5,30	0,10	1,42
Comores	KM	COM	16,89	3,30	0,10	1,42
République démocratique du Congo	CD	COD	0,00	7,70	0,11	7,39
Congo	CG	COG	0,00	5,00	0,09	0,57
Îles Cook	CK	COK	0,00	0,00	0,32	1,08
Costa Rica	CR	CRI	73,00	3,20	0,15	1,08
Croatie	HR	HRV	64,67	2,40	0,40	1,08
Cuba	CU	CUB	36,82	2,80	0,39	3,66
Curaçao	CW	CUW	0,00	0,00	0,00	3,66

Chypre	CY	CYP	71,03	2,60	0,37	42,47
Tchéquie	CZ	CZE	0,00	1,80	0,50	13,71
Côte d'Ivoire	CI	CIV	31,31	4,60	0,48	1,08
Danemark	DK	DNK	95,49	1,40	0,72	1,83
Djibouti	DJ	DJI	22,25	4,90	0,00	20,93
Dominique	DM	DMA	69,87	3,00	0,01	10,19
République dominicaine	DO	DOM	45,23	4,10	0,34	7,39
Équateur	EC	ECU	33,26	4,70	0,10	1,66
Égypte	EG	EGY	0,00	4,90	0,05	95,97
El Salvador	SV	SLV	39,07	4,00	0,21	1,66
Guinée équatoriale	GQ	GNQ	10,76	3,10	0,09	2,70
Érythrée	ER	ERI	5,40	6,00	0,14	44,07
Estonie	EE	EST	86,94	1,60	0,25	1,09
Eswatini	SZ	SWZ	30,00	3,30	0,35	1,09
Éthiopie	ET	ETH	25,24	7,00	0,19	28,99
Iles Falkland	FK	FLK	0,00	0,00	0,00	1,08
Îles Féroé	FO	FRO	0,00	0,00	0,02	1,08
Fidji	FJ	FJI	59,59	2,90	0,23	1,44
Finlande	FI	FIN	96,53	1,50	0,10	1,67
France	FR	FRA	80,65	2,40	0,49	8,15
Guinée française	GF	GUF	81,62	0,00	0,00	2,70
Polynésie française	PF	PYF	0,00	0,00	0,37	2,02
Terres australes et antarctiques françaises	TF	ATF	0,00	0,00	0,00	13,71
Gabon	GA	GAB	24,55	3,20	0,04	0,44
Gambie	GM	GMB	0,00	3,60	0,58	0,44
Géorgie	GE	GEO	62,04	3,50	0,30	75,95
Allemagne	DE	DEU	88,64	2,40	0,48	64,17
Ghana	GH	GHA	53,33	3,50	0,45	16,44
Gibraltar	GI	GIB	0,00	0,00	0,57	46,16
Grèce	GR	GRC	65,52	2,60	0,38	46,16
Groenland	GL	GRL	89,26	0,00	0,00	11,82
Grenade	GD	GRD	63,24	2,20	0,03	11,82
Guadeloupe	GP	GLP	0,00	0,00	0,30	9,52
Guam	GU	GUM	80,01	0,00	0,07	9,52
Guatemala	GT	GTM	27,41	5,10	0,19	1,12
Guernesey	GG	GGY	0,00	0,00	0,00	1,12
Guinée	GN	GIN	18,21	4,50	0,15	2,70
Guinée-Bissau	GW	GNB	15,33	3,90	0,19	2,70
Guyana	GY	GUY	41,97	3,60	0,00	0,94
Haïti	HT	HTI	11,99	7,20	0,16	5,96
Îles Heard et McDonald	HM	HMD	0,00	0,00	0,00	1,08

Vatican	VA	VAT	0,00	0,00	0,75	68,30
Honduras	HN	HND	26,54	4,80	0,16	0,98
Hong Kong	HK	HKG	0,00	0,00	0,00	0,98
Hongrie	HU	HUN	67,03	1,90	0,70	0,98
Islande	IS	ISL	94,16	1,60	0,00	0,80
Inde	IN	IND	47,58	5,30	0,66	1,08
Indonésie	ID	IDN	46,99	4,60	0,25	21,81
Iran	IR	IRN	0,00	5,40	0,17	66,28
Iraq	IQ	IRQ	8,91	6,70	0,20	58,66
Irlande	IE	IRL	90,44	1,70	0,08	0,80
Ile de Man	IM	IMN	0,00	0,00	0,13	1,08
Israël	IL	ISR	68,35	1,80	0,27	84,87
Italie	IT	ITA	67,90	2,50	0,54	84,87
Jamaïque	JM	JAM	58,13	2,90	0,16	8,69
Japon	JP	JPN	88,49	2,30	0,26	0,59
Jersey	JE	JEY	88,39	0,00	0,00	13,54
Jordanie	JO	JOR	49,91	3,80	0,06	77,68
Kazakhstan	KZ	KAZ	41,87	3,20	0,19	50,60
Kenya	KE	KEN	29,55	6,60	0,22	21,27
Kiribati	KI	KIR	66,37	3,70	0,77	21,27
Corée du Nord	KP	PRK	7,75	4,10	0,34	7,71
Corée du Sud	KR	KOR	77,74	1,90	0,45	7,71
Koweït	KW	KWT	51,69	2,50	0,04	21,27
Kirghizistan	KG	KGZ	0,00	3,10	0,22	21,27
Laos	LA	LAO	25,34	3,50	0,15	5,75
Lettonie	LV	LVA	75,43	2,40	0,29	18,61
Liban	LB	LBN	18,75	4,10	0,53	18,61
Lesotho	LS	LSO	36,22	3,60	0,24	18,61
Libéria	LR	LBR	22,28	4,50	0,46	0,68
Libye	LY	LBY	3,53	4,80	0,01	46,12
Liechtenstein	LI	LIE	95,27	1,00	0,14	0,76
Lituanie	LT	LTU	80,51	1,90	0,54	1,31
Luxembourg	LU	LUX	96,41	1,10	0,55	0,77
Macao	MO	MAC	0,00	0,00	0,00	0,77
Madagascar	MG	MDG	23,41	5,50	0,08	7,38
Malawi	MW	MWI	35,48	4,40	0,64	5,48
Malaisie	MY	MYS	63,81	2,90	0,21	7,38
Maldives	MV	MDV	44,31	2,20	0,63	0,56
Mali	ML	MLI	19,64	6,80	0,18	17,97
Malte	MT	MLT	79,77	1,70	0,72	65,10
Îles Marshall	MH	MHL	46,98	4,10	0,38	1,08

Martinique	MQ	MTQ	75,32	0,00	0,17	14,73
Mauritanie	MR	MRT	23,27	4,30	0,02	90,44
Maurice	MU	MUS	76,17	2,10	0,65	14,73
Mayotte	YT	MYT	0,00	0,00	0,01	0,00
Mexique	MX	MEX	35,40	4,90	0,15	33,58
Micronésie	FM	FSM	62,53	3,20	0,32	33,58
Moldavie	MD	MDA	39,11	3,10	0,86	33,58
Monaco	MC	MCO	72,98	0,00	0,80	3,04
Mongolie	MN	MNG	50,13	2,90	0,05	21,85
Monténégro	ME	MNE	54,29	2,70	0,17	1,17
Montserrat	MS	MSR	0,00	0,00	0,07	10,45
Maroc	MA	MAR	43,50	3,60	0,20	65,10
Mozambique	MZ	MOZ	22,34	6,70	0,13	6,99
Myanmar	MM	MMR	18,82	7,10	0,29	5,46
Namibie	NA	NAM	60,41	3,80	0,03	22,04
Nauru	NR	NRU	51,15	2,60	0,85	22,04
Népal	NP	NPL	31,31	4,10	0,24	14,19
Pays-Bas	NL	NLD	92,87	2,10	0,46	1,38
Nouvelle-Calédonie	NC	NCL	0,00	0,00	0,15	0,76
Nouvelle-Zélande	NZ	NZL	97,76	1,40	0,03	0,76
Nicaragua	NI	NIC	18,77	4,10	0,14	1,35
Niger	NE	NER	25,33	6,60	0,07	8,66
Nigéria	NG	NGA	16,44	6,60	0,57	8,92
Nioué	NU	NIU	91,84	0,00	0,19	8,92
Île Norfolk	NF	NFK	0,00	0,00	0,74	1,08
Îles Mariannes du Nord	MP	MNP	0,00	0,00	0,44	1,08
Norvège	NO	NOR	97,61	1,70	0,05	2,72
Oman	OM	OMN	55,52	2,50	0,01	14,39
Pakistan	PK	PAK	21,96	6,10	0,32	58,45
Palau	PW	PLW	58,31	2,70	0,11	58,45
Palestine	PS	PSE	0,00	3,70	0,44	58,45
Panama	PA	PAN	53,08	3,60	0,21	0,66
Papouasie-Nouvelle-Guinée	PG	PNG	28,02	6,70	0,08	0,66
Paraguay	PY	PRY	38,99	2,70	0,17	1,38
Pérou	PE	PER	46,79	4,80	0,03	1,38
Philippines	PH	PHL	39,24	5,30	0,47	6,98
Pitcairn	PN	PCN	0,00	0,00	0,87	6,98
Pologne	PL	POL	69,16	2,50	0,57	2,02
Portugal	PT	PRT	82,41	2,00	0,39	50,88
Porto Rico	PR	PRI	61,24	0,00	0,21	2,02
Qatar	QA	QAT	66,22	1,40	0,06	49,51

Macédoine	MK	MKD	0,00	2,20	0,34	0,77
Roumanie	RO	ROU	59,22	2,60	0,55	3,98
Fédération de Russie	RU	RUS	28,88	4,40	0,10	1,44
Rwanda	RW	RWA	52,50	4,20	0,72	74,86
Réunion	RE	REU	72,77	0,00	0,65	7,39
Saint-Barthélemy	BL	BLM	0,00	0,00	0,00	74,86
Sainte-Hélène	SH	SHN	0,00	0,00	0,08	74,86
Saint-Kitts-et-Nevis	KN	KNA	0,00	1,90	0,21	74,86
Sainte-Lucie	LC	LCA	0,00	2,80	0,07	74,86
Saint-Martin (partie française)	MF	MAF	0,00	0,00	0,00	74,86
Saint-Pierre-et-Miquelon	PM	SPM	0,00	0,00	0,01	74,86
Saint-Vincent-et-les Grenadines	VC	VCT	0,00	2,60	0,00	74,86
Samoa	WS	WSM	71,88	3,00	0,42	0,91
Saint-Marin	SM	SMR	80,96	0,00	0,79	74,86
Sao Tomé-et-Principe	ST	STP	0,00	2,60	0,09	30,08
Arabie saoudite	SA	SAU	45,20	3,60	0,02	5,76
Sénégal	SN	SEN	50,06	4,10	0,30	9,23
Serbie	RS	SRB	46,85	2,90	0,53	9,23
Seychelles	SC	SYC	65,77	1,50	0,50	9,23
Sierra Leone	SL	SLE	29,63	4,20	0,52	9,23
Singapour	SG	SGP	88,82	0,70	0,70	9,23
Saint-Martin (partie néerlandaise)	SX	SXM	0,00	0,00	0,00	74,86
Slovaquie	SK	SVK	0,00	2,10	0,45	9,23
Slovénie	SI	SVN	79,01	1,60	0,38	9,23
Îles Salomon	SB	SLB	45,91	4,50	0,02	1,08
Somalie	SO	SOM	1,84	8,50	0,08	9,23
Géorgie du Sud et les îles Sandwich du Sud	GS	SGS	0,00	0,00	0,00	75,95
Soudan du Sud	SS	SSD	1,59	8,50	0,04	9,23
Espagne	ES	ESP	74,16	2,30	0,46	44,07
Sri Lanka	LK	LKA	47,25	3,10	0,54	9,23
Soudan	SD	SDN	0,00	7,30	0,17	9,23
Suriname	SR	SUR	43,45	3,00	0,01	0,66
Svalbard et Jan Mayen	SJ	SJM	0,00	0,00	0,00	45,43
Suède	SE	SWE	94,68	1,90	0,11	52,94
Suisse	CH	CHE	96,65	1,40	0,18	52,94
République arabe syrienne	SY	SYR	1,52	7,20	0,27	7,39
Taiwan	TW	TWN	85,09	0,00	0,00	2,23
Tadjikistan	TJ	TJK	14,34	4,40	0,20	78,59
Tanzanie	TZ	TZA	0,00	5,10	0,28	13,71
Thaïlande	TH	THA	44,81	4,40	0,76	6,98
Timor-Leste	TL	TLS	34,65	3,60	0,56	10,97

Togo	TG	TGO	25,53	4,30	0,43	10,35
Tokélaou	TK	TKL	0,00	0,00	0,74	10,35
Tonga	TO	TON	59,72	3,30	0,42	12,68
Trinité-et-Tobago	TT	TTO	54,93	2,80	0,17	68,30
Tunisie	TN	TUN	45,80	3,00	0,29	68,30
Turquie	TR	TUR	37,40	4,80	0,47	68,30
Turkménistan	TM	TKM	10,70	2,90	0,09	68,30
Îles Turques-et-Caïques	TC	TCA	0,00	0,00	0,04	1,08
Tuvalu	TV	TUV	63,40	3,00	0,74	68,30
Ouganda	UG	UGA	28,89	7,00	0,53	14,39
Ukraine	UA	UKR	32,45	5,10	0,77	68,30
Émirats arabes unis	AE	ARE	69,27	1,70	0,06	1,66
Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord	GB	GBR	0,00	2,10	0,31	3,98
Îles mineures éloignées des États-Unis	UM	UMI	0,00	0,00	0,00	1,08
États-Unis d'Amérique	US	USA	0,00	3,20	0,20	1,09
Uruguay	UY	URY	82,09	2,10	0,16	68,30
Ouzbékistan	UZ	UZB	19,30	3,20	0,20	14,39
Vanuatu	VU	VUT	54,37	4,20	0,03	68,30
Venezuela	VE	VEN	0,00	4,70	0,15	68,30
Viêt Nam	VN	VNM	0,00	3,70	0,42	68,30
British Virgin Islands	VG	VGB	0,00	0,00	0,12	14,62
Îles Vierges américaines	VI	VIR	77,18	0,00	0,31	1,08
Wallis-et-Futuna	WF	WLF	0,00	0,00	0,40	68,30
Sahara occidental	EH	ESH	0,00	0,00	0,00	74,86
Yémen	YE	YEM	0,00	7,50	0,04	68,30
Zambie	ZM	ZMB	30,74	3,90	0,12	68,30
Zimbabwe	ZW	ZWE	11,11	4,10	0,38	68,30
Îles Åland	AX	ALA	0,00	0,00	0,00	1,08

5.2.4. DONNÉES ENVIRONNEMENTALES ET SOCIÉTALES

Les données exploitées pour les contraintes sociétales sont extraites des bases de données privées ecoinvent et PSILCA.

PUBLICATIONS



ABRÉVIATIONS

2-MeTHF	2-Methyl-Tétrahydrofurane	GW	Ecart salarial entre les sexes
2-MeTHF B	2-Methyl-Tétrahydrofurane à partir de bagasse	ICV	Inventaire du cycle de vie
2-MeTHF C	2-Methyl-Tétrahydrofurane à partir de rafle demais	IR	Radiations ionisantes
ACB	Droits d'association et de négociation	IRTC	International Round Table on Criticality - Table ronde internationale sur la criticité
ACCV	Analyse de coûts en cycle de vie	ISO	Organisation internationale de normalisation
ACV	Analyse du cycle de vie	LU	Utilisation des terres
ADCV	Analyse de durabilité du cycle de vie	MCDA	Analyse décisionnelle multi-critère
ASCV	Analyse sociale du cycle de vie	Meutro	Eutrophisation marine
ATF	Acidification terrestre et de l'eau douce	MI	Mécanismes d'impacts
BM	Consommation de biomasse	NCHH	Effets non-cancérogènes sur la santé humaine
C	Corruption des secteurs publics	Np, Ne, Ns	Enjeu pour les contrantes physiques (p), économiques (e) et sociales (s)
CAPEX	Coûts de Capital	OD	Appauvrissement de la couche d'ozone
CC	Changement climatique	ODD	Objectif de Développement Durable
CHH	Effets cancérogènes sur la santé humaine	OPEX	Coûts opérationnels
CHN ou CN	Chine	PDCA	Plan-Do-Check-Act : Planifier, Appliquer, Vérifier, Agir
CL	Travail des enfants	POF	Formation d'ozone photochimique
CMS	Systèmes de management environnemental certifiés	RA	Risque d'approvisionnement
CONT	Score de contraintes	RI	Substances inorganiques respiratoires (i.e. particules fines)
COP21	Conférence de Paris	RSE	Responsabilité sociétale des entreprises
Cp, Ce, Cs	Composante physique (p), économique (e) et sociale (s)	RU-MM	Utilisation de ressources minérales et métalliques
DE	Dépendance économique	RU-nrj	Utilisation de ressources énergétiques
DOM ou DO	République Dominicaine	SME	Système de management environnemental
DtT	Distance to target	STRAT	Score de stratégie d'atténuation
EICV	Evaluation des impacts du cycle de vie	Teutro	Eutrophisation terrestre
ER	Echelle de Référence	THF	Tétrahydrofurane
EU	Union européenne	TU	Syndicalisme
FAO	L'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture	UNEP	Programme Environnemental des Nations Unies
Feco	Eco-toxicité de l'eau douce	US	Etats-Unis
Feutro	Eutrophisation de l'eau douce	VL	Violations des lois et réglementation du travail
FS	Salaire équitable	WS	Rareté de l'eau
GIEC	Groupe intergouvernemental d'études pour le climat	ZAF ou ZA	Afrique du Sud

TITRE :

Evaluer les impacts des produits issus de la bio-économie : une approche intégrée de l'analyse de durabilité du cycle de vie et de l'évaluation de la criticité des matières premières issues de la biomasse

RESUME :

Alors que la demande de biomasse augmente, l'accès à ces ressources est d'avantage contraint par des événements socio-économiques, (géo-)politiques ou encore climatiques déstabilisant les chaînes de valeur. Les chaînes de valeur de la bio-économie, par leur structure, peuvent se montrer vulnérables aux ruptures d'approvisionnement. Chaque décision stratégique ayant des implications sur le cycle de vie des produits, les performances environnementales, sociales et économiques (i.e. la durabilité) peuvent s'en voir modifiées. Il est donc nécessaire d'évaluer ces risques d'approvisionnement et leurs impacts sur la durabilité des activités. Pour cela, différentes méthodologies d'évaluation existent : l'Analyse de Durabilité du Cycle de Vie (ADCV) et l'évaluation de la criticité des matières premières. Elles sont très souvent menées au sein des firmes par des personnes différentes, avec des objectifs différents et dans des temporalités différentes. De plus, elles ne sont pas utilisables telles qu'elles et nécessitent d'être adaptées pour évaluer les enjeux de la bio-économie et de la chimie verte.

Ces travaux visent à répondre à la question « Comment évaluer la durabilité des produits issus de la bio-économie dans un contexte de variation de la disponibilité et de l'accessibilité des ressources renouvelables issues de la biomasse ? ». En adoptant le point de vue des firmes, cette recherche étudie l'intégration potentielle de l'évaluation de la durabilité du cycle de vie et de la criticité des ressources ligno-cellulosiques dont la demande est en forte croissance avec notamment l'émergence des bioraffineries sous l'impulsion de la chimie verte dans le cadre de la production et l'utilisation de solvants bio-sourcés. Ces derniers reposent sur la transformation de molécules plateformes bio-sourcée et visent à substituer les solvants pétro-sourcés afin d'amorcer la transition vers la bio-économie. La question de la substitution, d'une ressource ligno-cellulosique par une autre dans le cas de cette thèse, est au centre des interrogations puisqu'il s'agit d'une stratégie commune de mitigation des risques d'approvisionnement bien que cette décision puisse également avoir des impacts environnementaux, sociaux et économiques négatifs.

La thèse propose une méthode d'évaluation de la criticité spécifiques aux ressources et commodités de la bio-économie, « LignoCrit ». Le développement de LignoCrit, s'appuyant en partie sur des données et résultats de l'ADCV, implique la nécessité

d'une structure commune pour intégrer les deux méthodes. Ainsi, l'ADCV a été appliquée au cas d'un solvant bio-sourcé, le 2-Méthyl Tétrahydrofurane (2-MeTHF) montrant la prépondérance des procédés chimiques de transformation dans les impacts environnementaux, sociaux et économiques du solvant. Cependant, le choix de la ressource ligno-cellulosique et du pays producteur, pour la production du solvant a un effet notable sur les résultats.

Les données et les résultats des différents scénarios de production de 2-MeTHF évalués dans l'ADCV sont ensuite injectés dans la méthode de criticité sur la base des données et résultats obtenus. Ainsi, un score agrégeant les différentes dimensions de la méthode LignoCrit est obtenu pour chaque triplet ressource-process-pays producteur de la molécule plateforme achetée pour la production de 2-MeTHF. Du fait de la nature des indicateurs sélectionnés, cette évaluation est généralisable de multiples triplets ressource-process-pays producteur pour de multiples molécules plateformes.

Enfin, ces résultats et leur interprétation peuvent être utilisés pour la mise en place de démarche d'amélioration continue au sein des firmes ainsi que pour leur communication extérieure dans le cadre de SME et de RSE.

MOTS-CLES :

Analyse du cycle de vie, Analyse de durabilité du cycle de vie, Criticité des matières premières, Bio-économie, Chimie Verte, Développement durable

TITLE :

Assessing the impacts of bioeconomy products : an integrated approach for life cycle sustainability assessment and biomass raw materials criticality

ABSTRACT :

So demand for biomass is increasing, access to these resources is further constrained by socio-economic, (geo-)political or climatic events that destabilize value chains. Bio-economy structure, bio-economy value chains can be vulnerable to supply to supply disruptions. It is therefore supply risks and their impact on environmental, social and economic on the environmental, social and economic performance (i.e. sustainability) of activities. For this purpose, various assessment methodologies assessment methodologies exist: Life Cycle Sustainability Analysis (LCSA) and raw materials criticality assessment. These are very often carried out within companies by different people, with different objectives and objectives and timeframes. What's more, they cannot be used and need to be adapted to assess the challenges of the bio-economy and bio-economy and green chemistry.

This work aims to answer the question "How can the sustainability of products from the bio-economy be assessed in a context of variation in the availability and accessibility of renewable biomass resources?". By adopting the point of view of firms, this research studies the potential integration of life-cycle sustainability assessment and criticality assessment of lignocellulosic resources, whose demand is growing rapidly, notably with the emergence of biofuels. in particular with the emergence of biorefineries driven by the green chemistry the production and use of bio-sourced solvents. The latter are based on the transformation of bio-sourced platforms and aim to substitute petro-sourced solvents in order to the transition to a bio-economy. The question of substituting a lignocellulosic resource by another in the case of this thesis, is central to the is at the heart of these questions, since it is a common strategy for supply risks, although this decision may also have environmental, social and economic have negative environmental, social and economic impacts.

The thesis proposes a criticality assessment method specific to the resources and commodities of the bio-economy, "LignoCrit". The development of LignoCrit, based in part on ADCV data and results ADCV, requires a common structure to integrate the two methods. Thus, ADCV was applied to the case of a bio-sourced solvent, 2-Methyl Tetrahydrofuran (2-MeTHF), demonstrating the preponderance of chemical

transformation processes in the solvent's social and economic impacts of the solvent. However, the choice of lignocellulosic resource and the country of production, for solvent production has a significant effect on the results.

Data and results of the different 2-MeTHF production scenarios evaluated in the ADCV are then injected into the criticality method on the basis of the data and results obtained. Thus, a score aggregating the various dimensions of the LignoCrit method is obtained for each triplet resource-process-producing country of the platform molecule purchased for the production of 2-MeTHF. Due to the nature of the indicators selected, this evaluation is generalizable multiple resource-process-producing country for multiple platform molecules.

Last but not least these results and their interpretation can be used to implement continuous continuous improvement initiatives within companies, as well as for external external communication in the context of EMS and CSR.

KEYWORDS :

Life Cycle Assessment, Life Cycle Sustainability Assessment, Raw Material Criticality, Bioeconomy, Green Chemistry, Sustainable Development

UNITES DE RECHERCHE :

Institut des Sciences Moléculaires - Groupe Cyvi Université de Bordeaux

CNRS UMR 5255 - Bâtiment A12, 351 cours de la libération, 33405 TALENCE cedex

Bordeaux Sciences Economiques – Université de Bordeaux

CNRS UMR 6060 - 6 Av. Léon Duguit, 33600 Pessac

ME et de RSE.