



HAL
open science

Bois-Energie et ACV : vers un modèle dédié pour la réduction des impacts environnementaux et sanitaires

Mirna Zgheib

► To cite this version:

Mirna Zgheib. Bois-Energie et ACV : vers un modèle dédié pour la réduction des impacts environnementaux et sanitaires. Génie des procédés. Université de Haute Alsace - Mulhouse, 2022. Français. NNT : 2022MULH5046 . tel-03941681

HAL Id: tel-03941681

<https://theses.hal.science/tel-03941681v1>

Submitted on 16 Jan 2023

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.

Année 2022

N° d'ordre : (attribué par le SCD)

UNIVERSITÉ DE HAUTE-ALSACE
UNIVERSITÉ DE STRASBOURG

THESE

Pour l'obtention du grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE HAUTE-ALSACE
ECOLE DOCTORALE : SCIENCES CHIMIQUES (ED 222)
Discipline : Génie des Procédés

Présentée et soutenue publiquement

par

Mirna ZGHEIB

Le 13 Juin 2022

BOIS-ENERGIE ET ACV : VERS UN MODÈLE DÉDIÉ POUR LA RÉDUCTION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES

Sous la direction de la Prof. Gwenaëlle TROUVÉ et de Dr. Gaetana QUARANTA

Jury :

Prof. Yann ROGAUME, Université de Lorraine, Epinal (rapporteur externe)

Prof. Nicolas PERRY, Arts et Métiers, Bordeaux (Talence) (rapporteur externe)

Dr. Marie-Noëlle PONS, CNRS, Université de Lorraine, Nancy, (examinatrice externe)

Dr. Cyril Pallarès, Atmo Grand Est (membre invité)

Prof. Valérie Tschamber, Université de Haute Alsace, Mulhouse, (encadrante, examinatrice interne)

Dr. Gaetana Quaranta, Université de Strasbourg, (co-directrice de thèse)

Prof. Gwenaëlle Trouvé, Université de Haute Alsace, Mulhouse, (directrice de thèse)

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier M. Jean-François Brilhac, Directeur du GRE, pour m'avoir accueillie au sein du laboratoire GRE_Mulhouse. Je tiens à remercier aussi, Madame Mireille Del Nero, pour son accueil au sein du laboratoire de Radiochimie de l'IPHC de Strasbourg.

Mes remerciements s'adressent également bien entendu à mes encadrantes et directrice de thèse Mme Valérie Tschamber, Mme Gaetana Quaranta et Mme Gwenaëlle Trouvé pour leur encadrement, leur aide et le temps qu'elles m'ont consacré au long de ces trois années.

Mes remerciements vont à ATMO Grand Est, le CNRS, l'Université de Strasbourg, l'Université de Haute Alsace et le laboratoire GRE-Mulhouse pour leur contribution au financement de cette thèse. Je remercie Mme Sabine Mazurais, Mme Camille Weiss et M. Cyril Pallares pour leur aide et leur disponibilité pour me fournir toutes les informations nécessaires à l'accomplissement de ce travail.

Je remercie la société EFHA (Exploitation Forestière Haute Alsace), Fibois, et Agrivalor pour leur accueil et leur aide dans la collecte des données d'inventaire.

Un grand merci à l'ensemble du personnel du laboratoire GRE et du laboratoire IPHC pour leur sympathie, leurs conseils, leur bonne humeur et leur aide précieuse. Je remercie mes collègues et amis thésards surtout Adeline, Alessandra, Grégory, Ghinwa, Théophile et Wassim. Je remercie également Anaya, Boushra et Jeyniver. Sans vous tout aurait été plus compliqué.

Merci à mes amies qui ont pu être présentes à mes côtés depuis le Liban : Christelle, Elysa, Jihane et Maha. Merci pour ceux qui ont cru en moi : ma famille : Maman, Elias, Elysa, Pascale, Joseph, Marie, Rita, Charbel. Merci à mes nièces et neveux pour leur affection douce.

Enfin mes remerciements vont à mon cœur dont le soutien ne saurait être exprimé en quelques mots.

Dédicace

« Mon père m'a donné le plus beau cadeau que l'on puisse faire à quelqu'un, il a cru en moi » — Jim Valvano citations. Papa, je sais que demain sera encore un jour sans toi Tu me manques, tu me manqueras toujours...

Maman, tes prières m'ont été d'un grand secours pour mener à bien ce travail. Je t'aime... Tu sais !

Pour le support de mes sœurs, mes beaux-frères et mon frère. Pour la tendresse de mes nièces et neveux. Pour l'amour et le soutien de mon cœur. Pour vous tous, j'offre ce travail.

Table des matières

REMERCIEMENTS	2
DÉDICACE.....	3
LISTE DES FIGURES	7
LISTE DES TABLEAUX	11
LISTE D'ABBRÉVIATIONS ET DE SYMBOLES.....	13
INTRODUCTION GÉNÉRALE	15
CHAPITRE I : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	20
1. CONTEXTE ET ENJEUX	21
2. ACV : DEFINITION ET CADRE CONCEPTUEL.....	22
3. LE BOIS ENERGIE	25
3.1. LES CARACTERISTIQUES DU BOIS ENERGIE	25
3.2. LES INSTALLATIONS DE CHAUFFAGE DOMESTIQUE.....	27
3.3. LA COMBUSTION DU BOIS.....	30
3.4. LES EMISSIONS DE LA COMBUSTION DU BOIS.....	31
3.4.1. <i>Aérosols et particules</i>	31
3.4.2. <i>La formation des particules durant la combustion</i>	32
3.4.3. <i>Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)</i>	37
3.4.4. <i>Le CO et les COV</i>	40
3.4.5. <i>Les NOx</i>	42
4. ACV DE LA FILIERE BOIS-ENERGIE.....	45
4.1. ACV DE LA BIOMASSE LIGNO-CELLULOSIQUE (DE L'EXPLOITATION A LA TRANSFORMATION)	45
4.2. ACV DE LA COMBUSTION DE BOIS DANS LES INSTALLATIONS DE CHAUFFAGE DOMESTIQUE	47
5. LA CARACTERISATION ET L'EVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE POUR LA FILIERE BIOMASSE LIGNOCELLULOSIQUE	49
5.1 GENERALITES.....	49
CE QU'IL FAUT RETENIR.....	59
CHAPITRE II : ACV BOIS-ÉNERGIE À L'ÉCHELLE DOMESTIQUE	61
INTRODUCTION DU CHAPITRE	62
1. LOGICIEL D'ACV : SIMAPRO 8.1	64
2. ACV DES TROIS SCENARIOS S1, S2 ET S3.....	64

2.1	DEFINITION DES OBJECTIFS ET CHAMPS DE L'ETUDE.....	64
2.2	PRESENTATION DES SCENARIOS ETUDIES	66
3.	DONNEES D'INVENTAIRE	69
3.1	EXPLOITATION FORESTIERE.....	69
3.2	TRANSPORT VERS LES INDUSTRIES DE PRODUCTION DES COMBUSTIBLES BOIS ET VERS LES CLIENTS	70
3.3	PRODUCTION.....	72
3.4	COMBUSTION	75
4.	ANALYSE D'IMPACT DE CYCLE DE VIE DES SCENARIOS S1, S2 ET S3	76
4.1	EVALUATION D'IMPACT DE CYCLE DE VIE	76
4.2	RESULTATS DU SCENARIO S1	76
4.2.1	<i>Effets cancérigènes</i>	77
4.2.2	<i>Effets non cancérigènes</i>	78
4.2.3	<i>Effets respiratoires inorganiques</i>	79
4.2.4	<i>Effets respiratoires organiques</i>	80
4.2.5	<i>Changement climatique</i>	81
4.3	RESULTATS DU SCENARIO S2	82
4.3.1	<i>Effets cancérigènes</i>	83
4.3.2	<i>Effets non cancérigènes</i>	83
4.3.3	<i>Effets respiratoires inorganiques</i>	84
4.3.4	<i>Effets respiratoires organiques</i>	84
4.3.5	<i>Changement climatique</i>	85
4.4	RESULTATS DU SCENARIO S3	85
4.4.1	<i>Effets cancérigènes</i>	86
4.4.2	<i>Effets non cancérigènes</i>	87
4.4.3	<i>Effets respiratoires inorganiques</i>	88
4.4.4	<i>Effets respiratoires organiques</i>	89
4.4.5	<i>Changement climatique</i>	90
4.5	ETUDE COMPAREE DES IMPACTS DES 3 SCENARIOS.	90
5.	ETUDE DE SENSIBILITE DE L'ETAPE DE TRANSPORT POUR LE S1 ET LE S3.....	96
6.	ANALYSE APPROFONDIE DE L'ETAPE DE PRODUCTION DES GRANULES	98
7.	ACV APPLIQUEE A LA REGION GRAND EST	104
7.1	DONNEES D'INVENTAIRE DE L'ETAPE DE COMBUSTION POUR S5, S6 ET S7	104
7.2	RESULTATS DU SCENARIO S5	107
7.3	RESULTATS DU SCENARIO S6	108
7.4	RESULTATS DU SCENARIO S7	109

7.5	ETUDE COMPAREE DES IMPACTS DES SCENARIOS S5, S6 ET S7	110
	CONCLUSION	113
	CE QU'IL FAUT RETENIR.....	116
	CHAPITRE III : COMPARAISON DE DEUX MÉTHODES D'ANALYSE D'IMPACT : IMPACT 2002+ ET RECIPE 2016.....	118
1.	ETAT DE L'ART CONCERNANT LE CHOIX DE DIFFERENTES METHODES D'ANALYSE D'IMPACT DU CYCLE DE VIE (AICV)	119
2.	DESCRIPTION NON EXHAUSTIVE DES METHODES IMPACT 2002+ ET RECIPE 2016.....	121
2.1	<i>Méthode IMPACT 2002+</i>	121
2.2	<i>Calcul des facteurs de caractérisation dans la méthode IMPACT 2002+</i>	122
2.3	<i>Méthode Recipe 2016</i>	127
2.4	<i>Calcul des facteurs de caractérisation dans la méthode Recipe 2016</i>	130
3.	METHODOLOGIE D'APPROCHE POUR LA COMPARAISON	133
3.1	<i>Contribution des processus aux effets cancérigènes</i>	136
3.2	<i>Contribution des processus aux effets non cancérigènes</i>	144
3.3	<i>Contribution des processus aux effets respiratoires inorganiques</i>	150
3.4	<i>Contribution des processus aux effets respiratoires organiques</i>	154
3.5	<i>Contribution des processus au changement climatique</i>	156
	CONCLUSION	158
	CE QU'IL FAUT RETENIR.....	160
	CONCLUSION GÉNÉRALE	162
	BIBLIOGRAPHIE	168
	ANNEXES	197
	RESUME	204
	ABSTRACT	205

Liste des figures

<i>Figure 1: Les étapes de l'ACV [18].</i>	23
<i>Figure 2: Schéma de principe d'un poêle à granulés [36].</i>	28
<i>Figure 3: Schéma de principe d'un poêle à bûches simple(a) et moderne(b) [36].</i>	29
<i>Figure 4: Processus de formation des particules durant la combustion du bois [10].</i>	34
<i>Figure 5: Evolution des émissions de CO durant la combustion d'une bûche de hêtre dans un foyer fermé de puissance 9 kW [66].</i>	42
<i>Figure 6: Schéma des réactions de formation/destruction du NO combustible [67].</i>	43
<i>Figure 7: Schéma de la recherche bibliographique</i>	52
<i>Figure 8: Nombres de méthodes d'analyse d'impact issus de la recherche bibliographique</i>	58
<i>Figure 9: La composition du parc de chauffage domestique au bois dans la région Grand Est [151].</i>	63
<i>Figure 10: Schéma montrant les limites du système pour une tonne de bois vert (UF).</i>	65
<i>Figure 11: Insert à bûches XP54-IN [155].</i>	67
<i>Figure 12: Poêle à bûches Wabi [155].</i>	68
<i>Figure 13: Poêle à granulés Hoben H5 Signature Color Steel [37].</i>	69
<i>Figure 14: Provenance du bois utilisé dans le Grand Est en 2013 [164].</i>	71
<i>Figure 15: Destination des bois mobilisés dans le Grand Est en 2013 [163].</i>	72
<i>Figure 16: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique pour le S1.</i>	77
<i>Figure 17: La caractérisation des émissions cancérigènes du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).</i>	78
<i>Figure 18: La caractérisation des émissions non cancérigènes du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).</i>	79
<i>Figure 19: La caractérisation des émissions respiratoires inorganiques du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).</i>	80

Figure 20: La caractérisation des émissions respiratoires organiques du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	81
Figure 21: La caractérisation des émissions du changement climatique du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	82
Figure 22: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au réchauffement climatique pour le S2.	82
Figure 23: La caractérisation des émissions cancérigènes du scénario S2 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	83
Figure 24: La caractérisation des émissions non cancérigènes du scénario S2 en kg C ₂ H ₃ Cl _{ea} (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	84
Figure 25: La caractérisation des émissions respiratoires inorganiques du scénario S2 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	84
Figure 26: La caractérisation des émissions respiratoires organiques du scénario S2 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	85
Figure 27: La caractérisation des émissions du changement climatique du scénario S2 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	85
Figure 28: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au réchauffement climatique pour le S3.	86
Figure 29: La caractérisation des émissions cancérigènes du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	87
Figure 30: La caractérisation des émissions non cancérigènes du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	88
Figure 31: La caractérisation des émissions r du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	89
Figure 32: La caractérisation des émissions respiratoires organiques du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	89
Figure 33: La caractérisation des émissions du changement climatique du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).	90
Figure 34: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique après variation de la distance de transport vers les clients pour le S1.	97

<i>Figure 35: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique après variation de la distance de transport vers les clients pour le S3.</i>	98
<i>Figure 36: Procédés de fabrication de 600 kg de granulés DIN plus en industrie selon la base de données Ecoinvent et selon des données bibliographiques.</i>	99
<i>Figure 37: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique pour le scénario S4 (méthode de calcul : IMPACT 2002+).</i>	102
<i>Figure 38: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique pour le S5.</i>	107
<i>Figure 39: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et sur le changement climatique pour le S6.</i>	109
<i>Figure 40: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et sur le changement climatique pour le S7.</i>	110
<i>Figure 41 : Indicateurs et catégories d'impact de la méthode IMPACT 2002+ [26].</i>	122
<i>Figure 42: Cadre général pour le calcul des facteurs de caractérisation pour la santé humaine [88].</i>	123
<i>Figure 43: Les catégories intermédiaires et de dommages dans la méthode Recipe 2016 [178].</i>	127
<i>Figure 44: Chaîne de cause à effet des émissions des particules dans l'atmosphère jusqu'au dommage sur la santé humaine.</i>	131
<i>Figure 45: La chaîne de cause à effet de la formation d'ozone photochimique pour le dommage sur la santé humaine (adapté de National institute for Public Health and the Environment, 2017).</i>	131
<i>Figure 46: Méthodologie d'approche pour la comparaison entre IMPACT 2002+ et Recipe 2016.</i>	136
<i>Figure 47: Contribution des processus à l'effet cancérigène selon IMPACT 2002+ et Recipe 2016.</i>	137
<i>Figure 48: Les processus élémentaires impliqués dans l'émission du Cr(VI) dans l'eau du scénario S3 (Simapro_ Méthode Recipe 2016).</i>	138

<i>Figure 49: Les processus élémentaires impliqués dans l'émission du Cr(VI) dans l'air (Simparo_Méthode Recipe 2016).</i>	140
<i>Figure 50: Contribution des processus aux effets non cancérigènes selon IMPACT 2002+ et Recipe 2016.</i>	145
<i>Figure 51: Les processus élémentaires impliqués dans l'émissions du Zn dans l'air (Simapro_Méthode Recipe 2016).</i>	146
<i>Figure 52: Les processus élémentaires impliqués dans l'émissions du Zn dans l'eau (Simapro_Méthode Recipe 2016).</i>	147
<i>Figure 53: Contribution des processus aux effets respiratoires inorganiques selon IMPACT 2002+ et Recipe 2016.</i>	151
<i>Figure 54: Contribution des processus aux effets respiratoires organiques selon les deux méthodes IMPACT2002+ et Recipe 2016.</i>	154
<i>Figure 55: Contribution des processus au changement climatique.</i>	156

Liste des tableaux

<i>Tableau 1: Facteurs d'émissions des particules fines en considérant différents types d'appareils et de combustibles [49].</i>	35
<i>Tableau 2: Valeurs des facteurs toxiques équivalents[62].</i>	38
<i>Tableau 3: Facteurs d'émissions des HAP en considérant différents types d'appareils et de combustibles.</i>	39
<i>Tableau 4: Facteurs d'émissions des COV en considérant différents types d'appareils et de combustibles.</i>	41
<i>Tableau 5: Facteurs d'émissions des NOx en considérant différents types d'appareils et de combustibles.</i>	44
<i>Tableau 6: Résultats de la recherche bibliographique</i>	53
<i>Tableau 7: Données d'inventaire pour les opérations forestières, le transport et la production pour une tonne de bois vert (UF).</i>	74
<i>Tableau 8: Données d'inventaire pour l'étape de combustion pour une tonne de bois vert (UF).</i>	75
<i>Tableau 9: les résultats d'impact obtenus des scénarios S1,S2 et S3 en unité équivalent.</i>	91
<i>Tableau 10: Les données d'inventaire provenant de l'étude de Quinteiro et al. 2019 pour la production de 600 kg de granulés de bois [81].</i>	100
<i>Tableau 11: Les processus élémentaires situées dans la base de donnée Ecoinvent et utilisés dans les deux scénarios S3 et S4</i>	101
<i>Tableau 12: Données d'inventaire pour l'étape de combustion dans la région pour une tonne de bois vert (UF).</i>	106
<i>Tableau 13: les résultats d'impact obtenus des scénarios S5,S6 etS7 en unité équivalent.</i>	111
<i>Tableau 14: Vue d'ensemble des méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 [209].</i>	129
<i>Tableau 15: Comparaison entre les méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 pour les effets cancérigènes et non cancérigènes</i>	134
<i>Tableau 16: Contribution des éléments chimiques à l'impact cancérigène selon les méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016</i>	141

<i>Tableau 17: Contribution des éléments chimiques à l'impact non cancérigène selon les méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016.</i>	<i>148</i>
<i>Tableau 18: Contribution des éléments chimiques à l'impact respiratoire inorganique selon les méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016.</i>	<i>152</i>
<i>Tableau 19: Contribution des éléments chimiques à l'impact respiratoire organique pour IMPACT2002+ et à la formation d'ozone, santé humaine pour Recipe 2016</i>	<i>155</i>
<i>Tableau 20: Contribution des éléments chimiques au changement climatique selon les méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016.....</i>	<i>157</i>

Liste d'abréviations et de symboles

µm :	micromètre
2,3,7,8 TCDD :	Tetrachlorodibenzo-p-dioxine
ACV :	Analyse de cycle de vie
ADEME :	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
As :	Arsenic
Ba:	Baryum
BaP :	Benzo(a)pyrène
Cd :	Cadmium
CH ₄ :	Méthane
CIRC :	Centre international de recherche sur le cancer
CITEPA :	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
CO :	Monoxyde de carbone
CO ₂ :	Dioxyde de carbone
Cr :	Chrome
Dae :	Diamètre aérodynamique
DALY :	Disability Adjusted Life Years
DRAAF :	Direction régionale de l'alimentation, de l'agriculture et de la Forêt
DREAL :	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
EES :	Evaluation environnementale stratégique
EFHA :	Exploitation forestière haute alsace
EIE :	Etude d'impact environnementale
EnR :	Energies renouvelables
EPA :	Agence de protection environnementale
ERE :	Evaluation des risques environnementaux
FET :	Facteur de toxicité

FIBOIS :	Fédération Interprofessionnelle Forêt-BOIS
GES :	Gaz à effet de serre
HAP :	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HMP :	Heure de machine productive
HR:	Humidité relative
ICV :	Inventaire du cycle de vie
INERIS :	Institut national de l'environnement industriel et des risques
KWh :	Kilowatts
MJ :	Mégajoules
MOP :	Particules de matières organiques
NH ₃ :	Ammoniac
Ni :	Nickel
nm :	nanomètre
NOx :	Oxydes d'azote
OMINEA :	Organisation et méthodes des Inventaires nationaux des émissions atmosphériques
OMS :	Organisation mondiale de la santé
PCDD :	Polychloro dibenzo-p-dioxine
PCDF :	Polychloro dibenzo furane
PCI :	Pouvoir calorifique inférieur
PCS :	Pouvoir calorifique supérieur
PM :	Particules fines
POP :	Polluants organiques persistants
PRG :	Pouvoir de réchauffement global
THC :	Hydrocarbures totaux
TSP :	Particules totales en suspension
UE :	Union européenne
UF :	Unité fonctionnelle

Introduction générale

L'accord concernant le cadre d'actions de l'Union Européenne (UE) en matière de climat et d'énergie à l'horizon 2030, a pour objectifs de réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) dans l'UE d'au moins 40% par rapport aux niveaux de 1990 ; d'atteindre au moins 27% d'énergies renouvelables (EnR) dans la consommation énergétique finale de l'UE et d'améliorer l'efficacité énergétique d'au moins 27 % [1]. Ces trois objectifs sont évidemment liés, puisque la réduction de 40% des émissions de GES passe à la fois par la limitation de la consommation d'énergie primaire, et ceci au travers de l'amélioration de l'efficacité énergétique des installations, et par la substitution des combustibles fossiles par des EnR, dont fait partie la biomasse.

A l'échelle française, ces objectifs se traduisent, dans la loi relative à la transition énergétique pour la croissance verte (17 août 2015), par une ambition de réduire la consommation énergétique finale de 50% d'ici 2050 par rapport à la référence 2012, en visant un objectif intermédiaire de 20 % en 2030, et de porter la part des EnR à 32% de la consommation finale brute d'énergie en 2030, sachant qu'elle était en 2016 de 16% [2]. Au-delà de ces objectifs, la loi relative à la transition énergétique pour la croissance verte intègre les politiques de lutte contre le changement climatique, l'amélioration de la qualité de l'air et la réduction de la consommation énergétique. Aucun de ces objectifs de ces trois politiques publiques ne prédomine sur les autres et par voie de conséquence, cela implique de concilier le court-moyen terme (développement des EnR ou amélioration de la qualité de l'air par exemple) avec le long terme (lutte contre le changement climatique) par des effets de synergies qui existent entre les objectifs des trois politiques publiques. Par exemple, la réduction de la consommation d'énergies fossiles et l'augmentation de la part des EnR contribuera à diminuer les émissions de GES et donc à atteindre l'objectif de -40% des émissions de GES en 2030 par rapport à 1990 fixé par la politique européenne. Il faut noter que cette intégration des trois politiques publiques permet de prévenir l'apparition d'effets croisés. En effet, le remplacement des énergies fossiles par des EnR, par exemple, bien que présentant un meilleur bilan global vis-à-vis des GES, n'entraîne pas automatiquement une amélioration significative de la qualité de l'air. Ceci est particulièrement vrai pour la filière bois-énergie, ne serait-ce qu'au niveau de son étape de combustion. Il est en effet connu que la combustion du bois génère en quantités plus ou moins significatives de nombreux composés chimiques impliqués dans la pollution de l'atmosphère, qu'ils soient gazeux, avec les Composés Organiques Volatils

(COV), le monoxyde de carbone (CO), les Hydrocarbures totaux (THC), les Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), ou particuliers [3]–[7].

Cependant, la filière bois-énergie constitue la première source d'EnR avec une consommation de 11.2 Mtep en 2016, ce qui représente 50% de la consommation primaire d'EnR, tout secteur confondu, et 71% de la consommation primaire d'EnR pour la production de chaleur [2].

Ainsi la biomasse solide est principalement utilisée pour produire de la chaleur, en raison d'un rendement plus élevé que celui délivré lorsqu'elle est utilisée pour produire de l'électricité. La biomasse solide provient principalement des forêts et des déchets verts. Elle est utilisée sous forme de plaquettes, de granulés ou de bûches dans des installations principalement domestiques, mais aussi collectives ou industrielles. Elle est l'énergie renouvelable la plus répandue en France dans le secteur résidentiel, avec environ 7000 ktep par an [2]. Le chauffage résidentiel au bois représente ainsi 28% de la production nationale d'EnR, tout secteur confondu (chaleur et électricité) et 52% de la part de l'énergie produite à partir de ressources renouvelables pour le secteur de la chaleur. Pour répondre aux objectifs énergétiques et climatiques de la loi relative à la transition énergétique pour la croissance verte, il est envisagé d'augmenter significativement le nombre d'appareils indépendants de chauffage au bois tout en optimisant ces derniers de sorte à maintenir la consommation de bois constant à environ 7000 ktep par an. Cependant au-delà de ces volontés politiques des questionnements scientifiques se posent quant aux impacts environnementaux que pourraient générer la filière bois-énergie et quant à la méthode d'évaluation de ces impacts.

C'est dans ce contexte politico-scientifique qu'a été mis en place ce projet de thèse dans le cadre d'une collaboration entre ATMO Grand-Est (Association agréée de surveillance de la qualité de l'air) co-financeur de la thèse, le CNRS, l'Université de Strasbourg et l'Université de Haute Alsace –autre co-financeur de cette thèse. Ce projet vise à mieux comprendre les impacts sur le changement climatique et la santé humaine de la filière bois-énergie depuis l'exploitation forestière jusqu'à la combustion de la biomasse dans des appareils de chauffage domestique en passant par la transformation du bois en bûches, et granulés, et par les transports ayant lieu entre les différentes parties de cette filière. Il vise également à apporter des éléments permettant une meilleure évaluation de certaines catégories d'impact (cancérogènes, non cancérogènes, respiratoires organiques

et inorganiques, changement climatique) engendrées par la production de chaleur au domicile d'un particulier vivant dans la région Grand-Est. L'étude à l'échelle d'un particulier utilisant un poêle à granulés ou à bûches de technologie récente a tout d'abord été réalisée. Cette étude a ensuite été complétée par une étude similaire prenant en compte l'ensemble des appareils domestiques indépendants existant dans la région Grand-Est, quel qu'en soit la génération. Pour terminer une comparaison des résultats obtenus par deux méthodes d'Analyse de cycle de vie (ACV) a été effectuée.

Ce travail de thèse a donc pour objectifs ; d'une part d'évaluer les impacts de la filière bois-énergie sur la santé humaine (en s'intéressant aux effets cancérigènes, non cancérigènes, aux effets respiratoires liés à des composés organiques et inorganiques) et de quantifier la contribution de cette filière au changement climatique ; et d'autre part de mener une réflexion quant au choix de la méthode de calculs d'impact. Elle s'articule autour de quatre questions principales :

- L'analyse du cycle de vie est-elle une méthodologie pertinente pour quantifier les impacts sur la santé humaine et le changement climatique liés à la filière bois-énergie ?
- Est-elle pertinente pour une étude comparée de différents appareils de chauffage domestique ?
- Ces impacts quantifiés à l'échelle individuelle sont-ils représentatifs de ceux évalués à l'échelle régionale ?
- Qu'en est-il de la pertinence des méthodes de calculs d'impact dans l'ACV pour la filière bois-énergie ?

Après un état de l'art concernant la filière bois énergie et les questionnements scientifiques qui en découlent, le second chapitre de la thèse permettra de mener une ACV comparée de trois types de chauffage depuis l'exploitation forestière jusqu'à la combustion en passant par le transport et la production des combustibles aussi bien à l'échelle domestique que à l'échelle régionale. Dans la troisième partie de la thèse sera discutée la pertinence du choix de la méthode de calcul d'impact par une étude comparée de deux méthodes (Impact 2002+ et Recipe 2016) et à la lumière des résultats obtenus précédemment.

Chapitre I : Revue bibliographique

1. Contexte et enjeux

A l'échelle nationale française, la « Stratégie Bio économie » présentée en Conseil des Ministres le 18 janvier 2017 a pour objet de passer d'une économie dépendante des ressources fossiles à une économie basée sur la biomasse.

Le défi consiste aujourd'hui à faire en sorte que cette évolution, conforme aux objectifs européens en matière de climat mentionnés précédemment (en introduction), ait le moins d'impact possible sur la qualité de l'air. On sait en effet que la combustion du bois génère des quantités plus ou moins importantes de composés chimiques impliqués dans la pollution de l'air, selon les caractéristiques de l'appareil, la nature de la biomasse utilisée et les conditions de fonctionnement de l'appareil [8]–[10]. Selon le Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA), sur la base des données de 2016, les émissions de polluants provenant du bois énergie résidentiel représentaient, en France, respectivement 51 %, 58 % et 46 % des émissions nationales de PM_{2,5}, de HAP et de COV non méthaniques [11]. L'ensemble de ces composés peut avoir différents effets sur la santé humaine et/ou l'environnement. Si l'impact des appareils domestiques de chauffage au bois sur la qualité de l'air semble important, il est important de noter que ces émissions ont diminué au cours des 20 dernières années suite à de nombreuses études de recherche et développement menées dans l'objectif d'améliorer les connaissances sur la nature des polluants générés par ces appareils, leurs facteurs d'émission et les paramètres sensibles liés aux combustibles et/ou aux conditions de fonctionnement des appareils. Ces études ont ensuite conduit au développement de systèmes de chauffage domestique de plus en plus efficaces. Il a également été démontré que l'impact de la combustion du bois sur la qualité de l'air est principalement dû à l'inefficacité des vieux appareils (commercialisés avant 2002) dans le secteur résidentiel individuel [12].

Différentes études ont quantifié les impacts liés aux émissions de la filière bois-énergie depuis l'extraction des matières premières jusqu'à leur combustion aussi bien à l'échelle du chauffage domestique, industriel que collectif [13], [14]. Certaines d'entre elles utilisent l'ACV pour évaluer les stress environnementaux liés à la production et à l'utilisation de bioénergie ; d'autres appliquent l'ACV à l'ensemble du système allant du stade de production du bois à la transformation énergétique et à son utilisation pour différents types et générations d'appareils de chauffage domestique [13], [14]. Ce projet

de thèse s'intéresse à la filière bois-énergie dans la région Grand Est et plus particulièrement à la quantification des impacts qu'elle génère tant du point de vue du changement climatique que de la santé humaine.

2. ACV : Définition et cadre conceptuel

Plusieurs méthodes existent pour évaluer les impacts générés par les activités anthropiques sur l'environnement telles (et de manière non exhaustive) l'évaluation environnementale stratégique (EES), l'étude d'impact environnementale (EIE), l'évaluation des risques environnementaux (ERE) et l'ACV [15].

L'EES est une approche analytique et participative qui intègre les considérations d'environnement dans les politiques, plans et programmes et évalue leurs interactions avec les considérations économiques et sociales[16].

L'EIE consiste à mettre en œuvre des méthodes et des procédures qui permettent d'estimer les conséquences sur l'environnement d'une politique, d'un plan, d'un projet ou d'une réalisation[17]. L'ERE caractérise un danger et tous les cas d'exposition à ce danger.

L'ACV fournit une approche systématique, holistique et multidisciplinaire pour l'évaluation et la quantification des impacts environnementaux générés par le cycle de vie d'un produit, d'un processus ou d'une activité [15]. Elle consiste à évaluer les impacts environnementaux des produits ou des services depuis l'extraction des matières premières jusqu'au traitement et dépôt final des déchets. Les principes, exigences et modalités de l'ACV sont définis par les normes ISO 14040 et 14044, 2006. L'ACV comprend quatre étapes : Définition des objectifs et du champ de l'étude, analyse de l'inventaire, évaluation des impacts et interprétation des résultats (cf. Fig. 1).

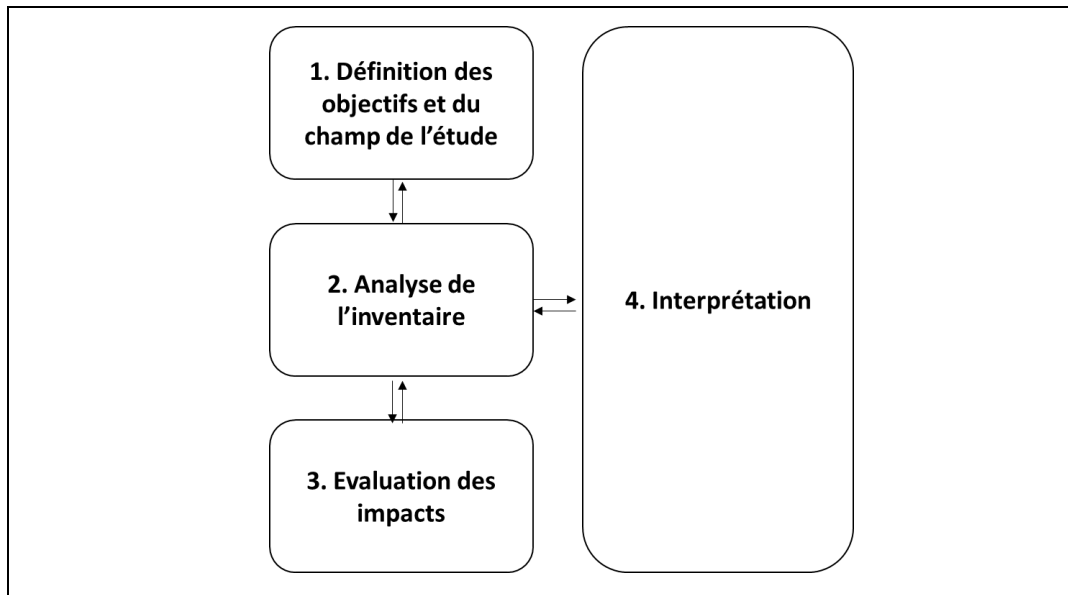


Figure 1: Les étapes de l'ACV [18].

La première étape précise les objectifs de l'étude, la fonction et les limites du système étudié. Un système se caractérise par sa fonction et présente plusieurs processus élémentaires : de transformation, stockage, transport, reliés par des flux de matière ou d'énergie entrant et sortant du système. La fonction du système est quantifiée par une unité appelée : unité fonctionnelle (UF). Il s'agit d'une unité de référence à laquelle seront rapportées toutes les données d'entrée et de sortie du système. Outre la fonction et l'UF, la première étape de l'ACV fixe les frontières du système.

Bien que l'ACV soit définie comme une méthodologie d'évaluation « du berceau à la tombe » (cradle to grave), plusieurs ACV ne s'intéressent qu'à certains processus élémentaires et non à la totalité du système. Cette approche est dite « cradle to gate » : de l'extraction des ressources jusqu'à leur arrivée aux usines et cela sans prendre en considération le transport vers les consommateurs. Les phases d'utilisation et de fin de vie sont omises [19], [20]. Une autre approche est celle de « cradle to cradle » où l'élimination des produits en fin de vie est en fait une étape de recyclage[15] .

Dans la seconde étape de l'ACV, il s'agit d'élaborer une analyse des différents flux traversant le système et de les quantifier. L'inventaire du cycle de vie « ICV » implique donc la compilation et la quantification des intrants et des extrants de système étudié sur l'ensemble du cycle de vie (ISO 14040 ;2006). Cependant il est possible dans l'ICV de ne considérer qu'un processus élémentaire afin d'en quantifier les données d'entrée et de sortie. La réalisation de l'ICV se fait en plusieurs étapes : la description des processus élémentaires, la collecte des différentes données correspondant aux intrants et sortants

et rapportées à l'UF et enfin l'analyse et l'interprétation des résultats d'inventaire [21]–[23].

L'évaluation des impacts consiste à relier les données d'inventaire à différents impacts potentiels auxquels elles contribuent. Selon les normes ISO 14040 et 14044/2006, trois étapes sont considérées comme obligatoires pour mener à bien la phase de l'évaluation des impacts : 1) la sélection des catégories d'impact, leurs indicateurs et les modèles de caractérisation de ces indicateurs ; 2) la classification où les résultats de l'inventaire sont alloués aux catégories définies précédemment et ; 3) la caractérisation où le résultat de chacun des indicateurs est calculé en accord avec le modèle de caractérisation choisi. De nombreuses méthodes d'évaluation d'impact du cycle de vie existent en bibliographie et sont regroupées en deux catégories distinctes en fonction du positionnement sur la chaîne reliant les causes à l'effet et selon les objectifs recherchés et l'échelle prise en compte. Les méthodes dites mid-point (orientées problèmes, l'impact apparaît au milieu de la chaîne de causalité) et les méthodes end-point (ou "dommages", l'impact se trouve à la fin de la chaîne de causalité). Pour les méthodes mid-point on peut citer CML 2001 [24] et pour les méthodes dommages IPCC, 2006 [25]. Certaines méthodes offrent les deux niveaux d'évaluation telle Impact 2002+[26].

Enfin l'interprétation du cycle de vie constitue la dernière étape de l'ACV. Elle constitue le traitement des informations fournies lors des étapes précédentes et permet de vérifier la cohérence de l'analyse de l'inventaire et de l'évaluation des impacts avec les objectifs définis et le champ de l'étude. Elle fournit des recommandations en donnant des informations sur les étapes du cycle de vie où il faut intervenir pour réduire les impacts environnementaux. Durant cette dernière étape, les limites et les incertitudes liées à l'étude et aux résultats y sont analysées et interprétées.

Dans notre étude la méthodologie de l'ACV est appliquée pour la filière bois-énergie qui outre les catégories d'impacts classiquement évaluées dans les ACV (eutrophisation, écotoxicité, etc..) portera son attention sur les catégories d'impact visant la santé humaine (effets cancérigène, non-cancérigène, effets respiratoires liés à des composés organiques et inorganiques) et le changement climatique. Depuis plus d'une vingtaine d'années les scientifiques s'intéressent à l'ACV du bois-énergie soit par des études liées aux impacts engendrés lors du travail forestier [28]–[30] soit par l'évaluation

des émissions liées à la combustion [31]. Quelques-unes comparent les impacts liés à la combustion des différents types de combustibles bois que ce soit des bûches ou des granulés [32], [33]. Dans notre étude on s'intéresse aux étapes allant de l'exploitation forestière à la combustion en chauffage domestique, et passant par les phases de transformation et de transport.

3. Le bois énergie

3.1. Les caractéristiques du bois énergie

La forme de bois la plus ancienne est le bois bûche. Généralement, ce bois est issu des feuillus et est séché avant combustion. Le séchage se fait soit d'une façon naturelle en le laissant plusieurs années à l'abri des intempéries, soit d'une façon artificielle dans des séchoirs de séchage ou dans des étuves. En terme de qualité de production de bois bûche, une certification nationale « NF bois de chauffage » est délivrée par AFNOR et appliquée par la marque collective « France bois bûche ». Cette certification est accordée si le produit répond à plusieurs critères :

- Le type d'essence utilisé doit être issu d'un bois dur, soit du groupe 1 (chêne, frêne, charme, hêtre, érable), soit du groupe 2 (châtaignier, bouleau, robinier faux Acacia, merisier et autres arbres fruitiers).
- Le taux d'humidité du bois doit être précisé qu'il s'agisse d'un bois sec H1 (humidité <20%), ou d'un bois humide H2 (humidité >20%) et nécessite un stockage avant utilisation.
- La quantité de bois livrée est exprimée en m³ apparent [27].

Les granulés de bois sont un autre type de combustible pour le chauffage domestique issu de la compression du bois généralement sous forme de sciure. Les granulés les plus utilisés sont ceux formés par des sciures de résineux. En terme de qualité de production des granulés, EN 14 961-2 est la principale norme qui encadre la production des granulés en Europe ou ISO 1 7225-2 au niveau international. En 2008, une certification allemande "DIN plus" délivrée par DIN CERTCO s'est mise en place. Plusieurs paramètres des granulés "DIN plus" sont analysés tels : la masse volumique, la résistance mécanique, la température de fusion, le taux d'humidité et l'origine du bois utilisé. S'ajoute aussi la certification "EN plus" qui, en plus de suivre les recommandations de la norme EN 14 961-2, s'intéresse à la qualité de la logistique et de la livraison [28].

L'une des caractéristiques importantes du bois de chauffage qui détermine sa qualité de combustible, est le pouvoir calorifique. Le pouvoir calorifique est l'énergie libérée sous forme de chaleur lors de la combustion complète du bois. Il s'exprime en Kilowatts (kWh) ou en mégajoules (MJ) par unité de masse [29]. On distingue le pouvoir calorifique supérieur (PCS) et le pouvoir calorifique inférieur (PCI). Le PCS tient compte de la chaleur fournie par la combustion du combustible ainsi que de la chaleur dégagée par la condensation de l'eau générée lors de la combustion. Le PCI, quant à lui, exclue la chaleur dégagée par la condensation de la vapeur d'eau [30]. Ainsi, pour un combustible qui a un taux d'humidité H_b (%), la relation entre le PCI et le PCS est

$$PCI = PCS \left(\frac{100 - H_b}{100} \right) - X_v \left[\frac{\left(\frac{M_{H_2O}}{2M_H} \right) H + H_b}{100} \right] \quad \text{eq.1}$$

Avec :

H_b : Humidité du bois

PCI : Pouvoir calorifique inférieur

PCS : Pouvoir calorifique supérieur

X_v : Chaleur latente de vaporisation de l'eau à 0°C (2500 kJ. kg⁻¹)

H : Pourcentage massique en hydrogène du combustible

M_{H_2O} : Masse molaire de l'eau = 18 g/mole

MH : Masse molaire de l'hydrogène = 1 g/mole

Parmi les paramètres pouvant impacter de façon significative les émissions polluantes générées par la combustion de la biomasse, l'humidité de ce bois/biomasse apparaît généralement dans la littérature comme un facteur prédominant : une augmentation de l'humidité du bois/biomasse est généralement associée à une augmentation des émissions en polluants gazeux et particulaires et une diminution du rendement de l'appareil [8], [31], [32]. Ainsi, Johansson et al. [31] montrent que, dans un poêle à bois bûches, la combustion de bois sec (%HR = 15 %) conduit à une diminution significative des émissions polluantes comparée à la combustion de bois humide (%HR = 38 %). Les émissions en particules sont ainsi divisées par deux (en nombre) à trois (en masse), tandis que les émissions de polluants gazeux (CO, THC et HAP) sont au moins divisées par cinq. Seules les émissions d'oxydes d'azote (NOx) ne semblent pas affectées par cette variation de l'humidité relative du combustible. Toutefois, il apparaît également que l'utilisation de bois moyennement humide (%HR = 26 %) génère des émissions

globalement similaires à celles liées à l'utilisation de bois sec (%HR = 15 %). Des résultats similaires sont obtenus par Robert [32] dans le cas de la combustion de bûches de chêne à différents niveaux d'humidité relative dans un insert. Ainsi, entre des bûches à taux d'humidité relative élevé (%HR > 20 %) et des bûches à faible taux d'humidité relative (%HR < 12 %), les émissions en CO, THC et particules apparaissent respectivement divisées par un facteur quatre, quatre et dix. McDonald et al. [8] font également apparaître une augmentation de la quantité de polluants gazeux et particulaires lors de l'utilisation de bois humide (comparé à un bois plus sec). Cette augmentation s'avère particulièrement marquée pour les COV dont le facteur d'émission est trois à quatre fois plus important lors de la combustion de bûches de chêne à 15 % d'humidité relative comparée à la combustion de bûches de chêne à 6,5 % d'humidité relative.

3.2. Les installations de chauffage domestique.

On distingue, parmi les installations de chauffage domestique, les appareils à foyer ouvert et ceux à foyer fermé [33]. Le nombre d'appareils à foyers ouverts tend à diminuer du fait de leur faible rendement et de l'interdiction de leur utilisation en tant que chauffage principal, dans certaines régions telles que l'Île de France du fait de leur impact environnemental élevé et reconnu. Parmi les installations à foyer fermé, on distingue les chaudières, les inserts et les poêles. Les inserts sont alimentés par des bûches. Les chaudières et les poêles peuvent être alimentés par des bûches, des granulés ou des plaquettes en fonction du modèle considéré. Quel que soit le type d'installation à foyer fermé considéré, de nombreux modèles sont disponibles sur le marché.

Les poêles à granulés et les poêles à bûches sont les installations de chauffage domestique les plus utilisés. Ces poêles ont une chambre de combustion et un conduit apparents et ont une puissance entre 5 et 25 kW. Au niveau national, en 2018, le nombre des poêles à bûches a baissé de 8,9% par rapport à 2017 alors que celui des poêles à granulés a augmenté de 7,9% [34].

Les poêles à granulés ont un rendement de 90% et une introduction automatique de combustible. Dans ce type de poêle un thermostat d'ambiance et un système électronique assurent la programmation et la modulation de la puissance. L'air primaire est introduit à travers un creuset avec des orifices, le brûleur. Les fumées et la quantité d'air injecté sont réglées par un extracteur. L'injection de l'air secondaire se fait au-dessus de la chambre de combustion [35]–[38]. La figure 2 montre le principe de fonctionnement

d'un poêle à granulés. Il fonctionne à l'aide d'un système de vis sans fin afin d'acheminer les granulés progressivement et à vitesse maîtrisée vers la chambre de combustion. De plus, une résistance électrique est utilisée pour allumer le feu, et l'oxygène nécessaire à la combustion est apporté par un ventilateur.

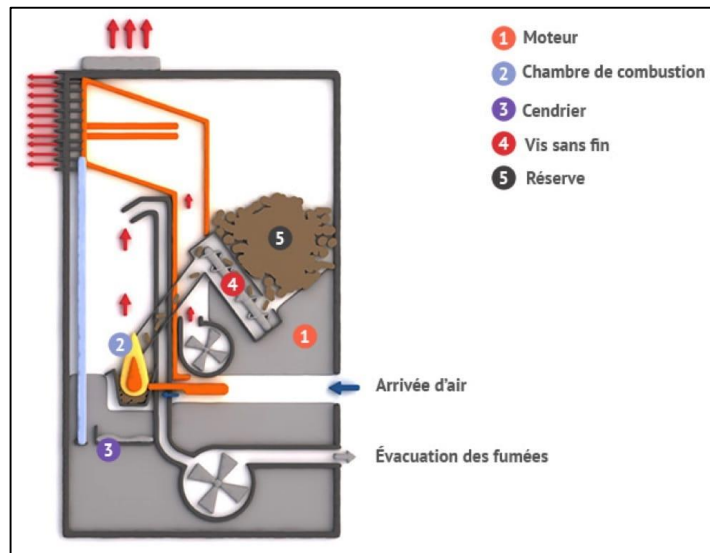


Figure 2: Schéma de principe d'un poêle à granulés [36].

D'autre part, les poêles à bûches ont un rendement de 70% à 85%. Dans ce type de poêle le bois est placé sur des grilles en dessous desquelles l'air primaire arrive. Dans cette zone, la pyrolyse du bois, la première phase d'oxydation des gaz et la combustion hétérogène du charbon se produisent et les cendres sont évacuées dans un cendrier au-dessous de la grille (cf. Fig. 3 (a)). Les poêles à bûches modernes (cf. Fig. 3 (b)) sont caractérisés par la présence d'air secondaire qui entre à l'arrière de la chambre de combustion par des trous, juste au-dessus des bûches, en permettant l'oxydation des gaz restants. De plus, la chaleur est envoyée vers le foyer par un réflecteur qui peut être installé dans la chambre de combustion pour assurer aux gaz une circulation plus longue (cf. Fig. 3 (b)) [36], [38], [39].

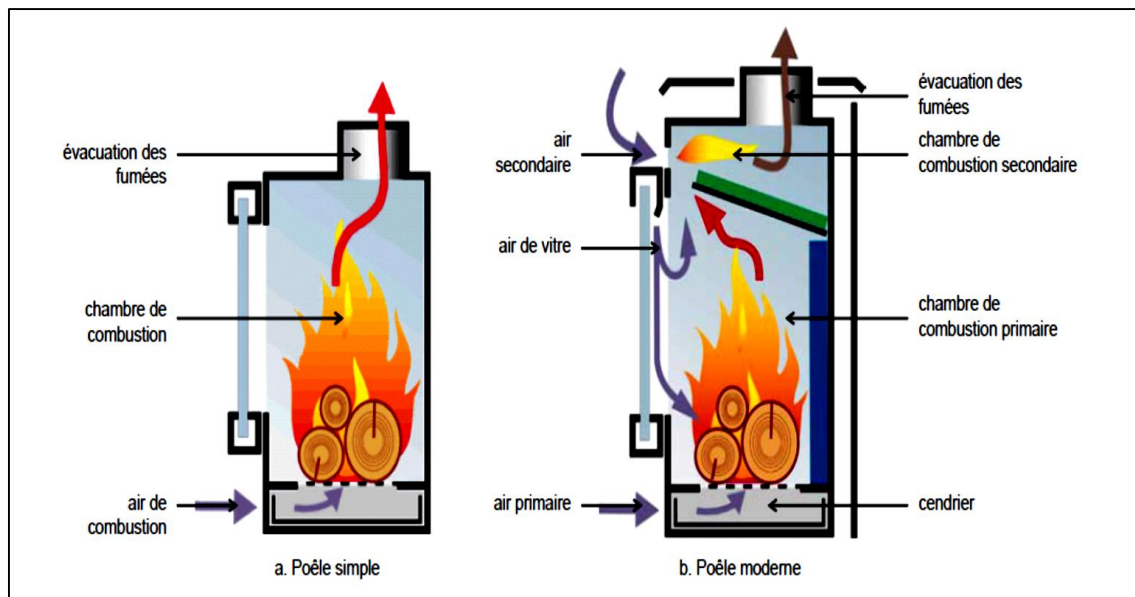


Figure 3: Schéma de principe d'un poêle à bûches simple(a) et moderne(b) [36].

Contrairement à la combustion dans un poêle à granulés, la combustion dans un poêle à bûches ne bénéficie pas d'une alimentation automatique de combustible. Donc, il n'y a pas de phase de régime stabilisée, mais une succession de phases qui sont :

- L'allumage : Durant cette phase le foyer froid est mis en régime.
- L'allure nominale : C'est l'allure de fonctionnement optimum de l'appareil, particulièrement, en terme de réglage d'air et des protocoles et conditions d'essai des appareils de chauffage domestique au bois. Cette allure est décrite dans les normes NF EN 13229 (2002), NF EN 13240 (2002), NF EN 14785 (2006), NF EN 12809 (2002), NF EN 12815 (2002) et NF EN 15250 (2007)
- L'allure réduite qui consiste en une réduction des arrivées d'air. Elle est définie par les normes : NF EN 13229 (2002), NF EN 13240 (2002), NF EN 14785 (2006), NF EN 12809 (2002), NF EN 12815 (2002) et NF EN 15250 (2007) [3].

Les travaux présentés dans la littérature concernant le chauffage domestique au bois ont cherché à étudier l'influence du mode de fonctionnement de l'appareil sur les émissions des polluants. Ainsi, les conditions opératoires et surtout la quantité d'oxygène, influent sur la qualité d'oxydation des combustibles, limitant les émissions des polluants. L'effet du mode de fonctionnement sera détaillé en fonction de chaque type de polluants.

Les technologies des appareils peuvent être divisées en systèmes de tirage naturel ainsi qu'en systèmes de tirage forcé. Les poêles à bois sont des systèmes à tirage naturel limitant donc la possibilité d'optimisation du mélange de l'air et des gaz de combustion. D'un autre côté, les poêles à granulés sont des systèmes à tirage forcé, dans lesquels l'alimentation en air de combustion et le transport des fumées sont contrôlés [10]. 79% des appareils de chauffage vendus sur le marché français sont de haute performance et labellisés "Flamme verte". "Flamme verte" est gérée par le Syndicat des énergies renouvelables (SER) et labellise les appareils indépendants de chauffage au bois. Pour obtenir le label "Flamme verte", de chaque équipement sont contrôlées afin d'avoir des bonnes performances énergétiques et environnementales [40].

3.3. La combustion du bois

Comme pour tout combustible solide, la combustion du bois au sein d'un appareil de chauffage se divise en trois grandes étapes :

La première est l'étape de séchage et de dévolatilisation, qui débute dès que la température du combustible atteint 100°C, c'est-à-dire presque instantanément lors de l'introduction du combustible dans une chambre de combustion en température de fonctionnement, et perdure jusqu'à ce que la température du combustible atteigne environ 250°C. Cette étape commence par l'évaporation de l'eau résiduelle contenue dans le combustible et la séparation des différents composants du bois qui passent lentement à l'état gazeux (dévolatilisation). L'évaporation de l'eau étant une réaction endothermique, plus l'humidité du bois est importante et plus d'énergie sera perdue. Lorsque la température du combustible atteint environ 150°C, le passage en phase gazeuse des composants organiques s'accélèrent. La température du combustible au cours de cette étape de séchage n'étant pas suffisante pour obtenir une combustion complète, des émissions importantes de CO, particules et composés organiques sont observées.

La seconde étape, appelée « combustion homogène » ou « pyrolyse », correspond à l'inflammation des composés gazeux libérés par réaction avec l'oxygène (*i.e. réaction en phase homogène*) présent dans la chambre de combustion. Elle est caractérisée par l'apparition de flammes, résultant de la combustion des gaz, et ainsi libération simultanée de chaleur. Pour tendre vers une combustion complète, une quantité suffisante d'oxygène est nécessaire.

La dernière étape, appelée « combustion hétérogène » ou « oxydation », correspond à l'oxydation lente des résidus carbonés par l'oxygène de l'air. Elle débute lorsque tous les composants les plus volatils du bois ont brûlé. Il ne reste alors que des braises, constituées essentiellement de carbone qui brûlent lentement, presque sans flamme, à une température de 800°C environ. Au cours de cette étape, les émissions de CO tendent à augmenter [39].

Ainsi, les conditions nécessaires pour une combustion complète du bois sont une température et une quantité d'air suffisantes dans la chambre de combustion, et un mélange correct entre cet air de combustion et le combustible. De nombreux auteurs [8], [10], [41] ont étudié l'impact du contrôle de l'admission d'air sur les émissions polluantes des appareils de chauffage, en soulignant le fait qu'une quantité d'air insuffisante, un mauvais mélange bois/air ou un excès d'air (entraînant une baisse de la température dans la chambre de combustion) sont responsables d'une augmentation de la quantité de polluants gazeux et particulaires émis.

3.4. Les émissions de la combustion du bois

3.4.1. Aérosols et particules

En 1920, le terme Aérosol a été inventé par l'Allemand Schmauss et désigne historiquement « la suspension, dans un milieu gazeux (air, dans la plupart des cas), de particules liquides, solides ou les deux, présentant une vitesse limite de chute négligeable ». Dans l'air, dans les conditions normales, cela correspond à des particules de dimensions comprises entre quelques fractions de nanomètre et 100 μm . En toute rigueur, l'aérosol est un système triphasique formé par des particules solides et liquides (phase condensée de l'aérosol) et une couche de gaz porteur dans laquelle s'effectuent les échanges liquide-gaz ou solide-gaz (phase gazeuse). Dans la pratique, aérosol est souvent synonyme de « particule » sans distinction de la phase [42]. Dans le langage des sciences de l'atmosphère le terme aérosol désigne les particules solides, liquides et gazeuses condensables qui sont suspendues dans une masse d'air, à l'exclusion donc des gouttelettes (ou des cristaux) de nuage et de pluie [43].

On distingue différentes classes de particules au sein des aérosols en fonction de leur diamètre aérodynamique (*dae*), diamètre correspondant à celui d'une sphère ayant la même vitesse de chute que la particule considérée et une masse volumique de 1 g. cm⁻³.

- les particules totales en suspension (ou TSP) qui regroupe les particules dont le *d_{ae}* est inférieur à 50 μm ;
- les particules dont le *d_{ae}* est inférieur à 10 μm , notées PM₁₀;
- les particules fines, dont le *d_{ae}* est inférieur à 2.5 μm , notées PM_{2,5} ;
- les particules submicroniques (PM₁), regroupant les particules fines les plus petites et une partie des particules ultra-fines : *d_{ae}* \leq 1 μm ;
- les particules ultra-fines dont le *d_{ae}* est inférieur à 0.1 μm , notées PM_{0,1}.

Parmi les particules fines, on retrouve trois familles de particules qui se distinguent par leur composition chimique : les suies, constituées d'un noyau carboné à la surface duquel des composés organiques sont généralement adsorbés, des cendres légères, composées de métaux alcalins, et des particules de matières organiques (MOP) issues de la condensation et de la nucléation de composés organiques.

L'impact des particules sur la santé humaine est directement lié à deux de leurs caractéristiques intrinsèques [44] à savoir leur taille et leurs composition chimique.

3.4.2. La formation des particules durant la combustion

Le processus de formation des particules lors de la combustion du bois relève de mécanismes complexes [39]. La figure 4 donne une représentation des processus de formation des différents types de particules émis lors de la combustion du bois [10]. Les particules de suies sont formées dans les zones riches de la flamme à partir des hydrocarbures émis lors de la pyrolyse du bois. Ces hydrocarbures réagissent et s'organisent pour donner naissance à des HAP. Lorsque la concentration en HAP devient localement importante, ces derniers polymérisent ce qui conduit à la formation de cristallites dont la structure est similaire à celle du graphite. Une nucléation de ces cristallites forme ensuite des sphérules (diamètre \sim 1 à 2 nm) dont la taille croît par coagulation pour atteindre environ 10 nm. Par des réactions de surface, des HAP présents dans la phase gazeuse s'adsorbent sur ces noyaux carbonés donnant naissance aux particules de suies primaires dont le diamètre atteint 30 à 50 nm. S'en suit une agglomération de ces particules primaires et la formation des particules de suies dont le diamètre est en moyenne compris entre 0,5 et 1 μm . Simultanément à ce processus de formation, et notamment la dernière phase d'agglomération, les particules de suies sont oxydées dans la zone pauvre de la flamme ce qui conduit à diminuer leur taille. On comprend ainsi qu'en fonction des conditions de combustion (principalement la

concentration en oxygène, la température et l'homogénéité du mélange air/produit de combustion) le nombre et la taille des particules de suies varient.

La formation de particules fines de cendres est quant à elle issue de la vaporisation des éléments inorganiques fortement volatils (Na, Cl, S et K) liés à la structure organique du bois. Cette vaporisation se produit lors de la pyrolyse du bois. Les éléments inorganiques réagissent ensuite en phase gaz pour former K_2SO_3 , Na_2SO_3 , KCl, NaCl, K_2CO_3 et Na_2CO_3 . Ces derniers, par des processus de nucléation et condensation, donnent naissance à des particules submicroniques appelées particules fines de cendres [45]. L'émission de ces particules fines de cendres est directement liée à la température de vaporisation des éléments les composant. Ainsi, plus la température de combustion est élevée et plus la part de ces particules fines de cendres dans les émissions particulières est importante [46], [47].

Les MOP proviennent de la condensation des hydrocarbures lourds. Ces hydrocarbures sont générés dans la phase gazeuse lors de la pyrolyse du bois et entraînés dans les fumées. Lorsque la température des fumées diminue, les hydrocarbures lourds se condensent entraînant alors par nucléation la formation de MOP. Ces particules sont donc constituées de molécules à chaînes carbonées associées à des atomes H, N et O. Le carbone composant ces particules est appelé carbone organique (OC) [48].

Aux côtés de ces particules fines, on retrouve dans les fumées des particules plus volumineuses de diamètre compris entre 1 et 10 μm . Ces dernières sont constituées de particules de charbon de bois et de cendre composées des éléments inorganiques et faiblement volatils présents dans le bois.

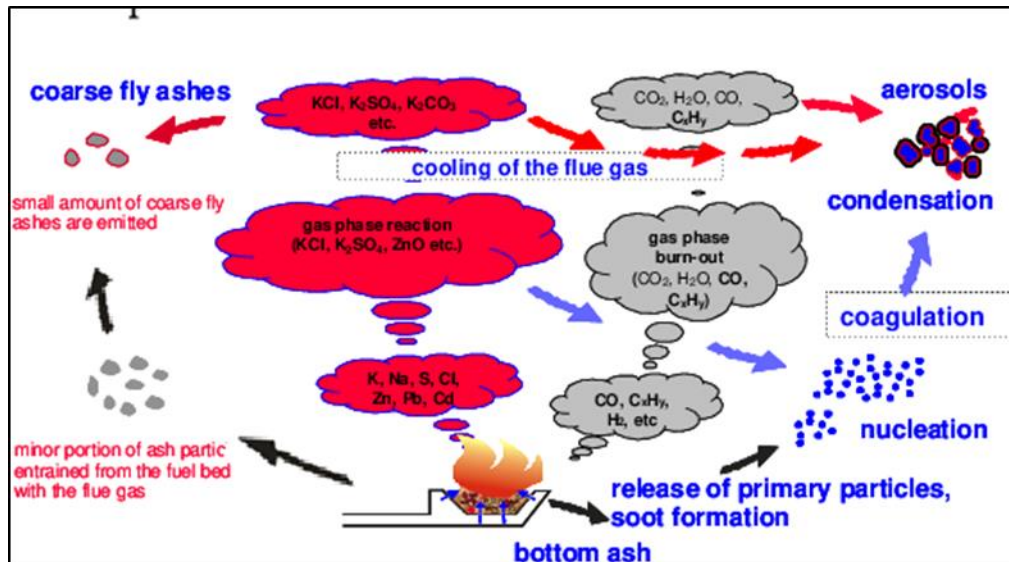


Figure 4: Processus de formation des particules durant la combustion du bois [10].

Le tableau 1 présente des résultats bibliographiques pour les particules fines (PM) (mg/MJ) obtenus lors des expériences de combustion de bois en considérant différents types d'appareils et de combustibles. La quantité des particules, leurs tailles et leurs natures varient selon la qualité du combustible, sa nature, l'appareil de chauffage et les conditions de chauffage.

Tableau 1: Facteurs d'émissions des particules fines en considérant différents types d'appareils et de combustibles [49].

Appareil de chauffage	Arrivées d'air	Combustible	PM	Facteurs d'émission (mg/MJ)	Référence
Poêles à bûches					
Poêle à bois	Primaire et secondaire	Bûches selon ÖNORM CEN / TS 14961	PM ₁	46,1-47,2	[10]
Poêle à bois	Primaire			55,5-74,2	
Poêle à bois	Non précisé	Bûches de bouleau, pin et épicéa	TSP	38-170	[50]
Poêle à bois conventionnel	Primaire	Bûche de hêtre, faux acacia, charme, chêne et épicéa	Non disponible	140-225	[9]
Poêle à bois moderne	Primaire et secondaire			120-176	
Poêle à bois	Primaire	Bûches de Pin	PM ₁₀	282-1083	[51]
		Bûches de Hêtre		270-611	
Poêles à granulés					
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Granulés de bois	PM ₁₀	16-31	[53]
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Granulés d'épicéa selon ÖNORM M 7135	TSP	36-110	[54]
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Low-quality pellets and pellets in accordance with DIN-PLUS	TSP	75-139	[9]
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Granulés d'acacia doré, de cèdre et de pin	PM ₁₀	26,6±3,14	[51]

D'après le tableau 1 les facteurs d'émissions des PM pour les poêles à bûches varient entre 38 et 1083 mg/MJ alors qu'ils varient entre 16 et 139 mg/MJ pour les poêles à granulés. Cette variation est due à l'utilisation de différents types de combustibles et de poêles. Cela a été expliqué et confirmé par plusieurs chercheurs [55]–[57]. La nature du combustible, et notamment son taux de cendres est un des paramètres influant sur les émissions particulaires. Sippula et al. [55] ont trouvé une corrélation linéaire entre les

émissions des particules fines (PM_{10}) et le taux de cendres des granulés de bois utilisés dans un poêle à granulés.

L'étude de Schmidl et al. [56] met en évidence l'influence du type de combustible et l'influence du mode de fonctionnement sur les émissions des particules fines. Ils ont travaillé sur deux poêles à bûches à allumage manuel, un poêle à granulés et une chaudière biomasse. Les essais sont faits sur plusieurs types de combustibles : le chêne, le hêtre, l'épicéa pour les poêles à bûches, des granulés de bois "DIN plus", des granulés de miscanthus et de triticales pour le poêle à granulés et des plaquettes pour la chaudière. Les poêles à allumage manuel à bûches présentent des émissions variables avec une incertitude de 30% pour la plupart des composés mesurés. Les émissions moyennes de PM_{10} des appareils à allumage manuel sont d'environ 130 mg/Nm^3 , équivalent à 90 mg/MJ supérieures à celles des appareils à allumage automatique qui sont de $12\text{-}21 \text{ mg/Nm}^3$ ou $8\text{-}14 \text{ mg/MJ}$. En comparant les différents types de combustible on remarque que l'épicéa émet plus de particules (95 mg/MJ) que le bois de hêtre et de charme qui émettent respectivement 81 mg/MJ et 77 mg/MJ . Des émissions élevées observées pour les granulés de triticales : $125 \text{ mg/MJ } PM_{10}$, sont dues à leur teneur en chlore et en azote. Des résultats similaires obtenus par Fine et al. [57] ont montré qu'en moyenne, les feuillus émettent 40% de particules en moins que les résineux.

Les technologies des appareils ont aussi une grande influence sur les émissions des particules. Kelz et al. [10] ont travaillé sur plusieurs types d'installations pour le chauffage domestique au bois. Dans cette étude, une variété de systèmes de combustion de biomasse résidentielle a été testée, couvrant des chaudières à alimentation et à contrôle d'air automatique (chaudière à granulés et à plaquettes de bois), des chaudières à alimentation manuelle et à contrôle d'air automatiques (chaudière à bois) ainsi que des poêles à alimentation manuelle (poêle à bois et poêle en faïence). Le poêle à bois moderne testé est un poêle à double combustion, ayant deux chambres de combustion primaire et secondaire avec une alimentation d'air manuelle. Par contre, le poêle à bois d'ancienne technologie comprend une seule chambre de combustion. L'air de combustion est divisé en air primaire entrant à travers la grille du poêle et en air secondaire injecté à l'arrière de la chambre de combustion. Les émissions du poêle à bûches conventionnel sont supérieures ($55,5\text{-}74,2 \text{ mg/MJ}$) à celles obtenues pour le poêle moderne ($46,1\text{-}47,2 \text{ mg/MJ}$). Ces résultats sont similaires à ceux de Johanson et al. [31]

qui ont comparé les émissions de plusieurs types de foyers de conception et technologie différentes. Les foyers d'ancienne génération émettent 87mg/MJ de particules contre 32mg/MJ pour les foyers de nouvelle génération. Par conséquent, le renouvellement du parc des appareils de chauffage aboutit à une diminution des valeurs d'émission des particules.

Par contre, selon McDonald et al. la variation du type combustible, de l'humidité et de l'installation n'a pas d'effet remarquable sur les émissions des particules fines [8].

3.4.3. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP sont des composés organiques persistants dont la structure est composée de plusieurs cycles aromatiques. Ils sont définis comme des produits de combustion incomplète au même titre que le CO et les particules. Ils sont issus des procédés de pyrolyse et/ou de combustion incomplète de combustibles et de carburants carbonés. La combustion du bois pour le chauffage domestique est une source majeure des HAP présents dans l'atmosphère. Selon le Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA),[58], les émissions des quatre HAP (benzo(a)pyrène, (BaP) benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène et indeno (1,2,3-cd)pyrène) définis par le protocole d'Aarhus et par le règlement n° 850/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 Avril 2004, atteignent en France 18 t en 2017. Le secteur résidentiel / tertiaire contribue pour 75 % à ces émissions secteur résidentiel/tertiaire représente 63 % des émissions nationales de HAP [58].

Les HAP peuvent être classés en fonction de leur poids moléculaire. Par exemple le naphthalène, l'acénaphthylène, l'acénaphthène, le fluorène et le phénanthrène sont des HAP légers de masse molaire entre 151 et 178 g.mol⁻¹, alors que le fluoranthène et le pyrène sont des HAP de masse molaire d'environ 202 g.mol⁻¹. Les HAP lourds ont une masse moléculaire supérieure de 228 g.mol⁻¹ comme le benzo[a]anthracène, les benzofluoranthènes, le benzo[e]pyrène, le benzo[a]pyrène et le benzo[ghi]pérylène, et se trouvent sous forme particulaire.

Aux Etats Unis l'Agence de Protection Environnementale (EPA) a classé seize HAP comme polluants prioritaires [59]–[61]. Les HAP sont convertis en équivalent toxique, afin d'estimer leur toxicité. Ainsi, la concentration de chaque HAP est multipliée par le facteur de toxicité correspondant (FET) prédéfini par l'institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS) [62]. Les FET sont exprimés en équivalent

Benzo[a]pyrène et estimés en fonction du risque cancérigène. Les HAP non cancérigènes ont un FET de 0,001 ; ceux à faible risque de cancer ont un FET de 0,01 ; pour un risque moyen de cancer le FET est de 0,1 ; et 1 pour les risques élevés de cancer[37]. Ces valeurs sont présentées dans le tableau 2 ci-après.

Tableau 2: Valeurs des facteurs toxiques équivalents[62].

Composés	Nombre de cycles	Valeurs de FET
Naphtalène	2	0,001
Acénaphtylène	3	0,00.1
Acénaphène	3	0,001
Fluorène	3	0,001
Phénanthrène	3	0,001
Anthracène	3	0,001
Fluoranthène	4	0,001
Pyrène	4	0,001
Benzo[a]anthracène	4	0,1
Chrysène	4	0,01
Benzo[b]fluoranthène	5	0,1
Benzo[k]fluoranthène	5	0,1
Benzo[a]pyrène	5	1
Dibenzo[ah]anthracène	5	1
Benzo[ghi]perylène	6	0,01
Indeno[1,2,3-c,d]pyrène	7	0,1

Même si les HAP sont émis en faible quantité, ils peuvent engendrer des effets cancérigènes et mutagènes pour la santé humaine. Le tableau 3 montre les facteurs d'émissions des HAP totaux (particulaires et gazeux) selon le type d'appareil et le type de combustible utilisé.

Tableau 3: Facteurs d'émissions des HAP en considérant différents types d'appareils et de combustibles.

Appareil de chauffage	Arrivées d'air	Combustible	HAP (mg/MJ)	Référence
Poêles à bûches				
Poêle à bois	Primaire	mixte bois dur, chêne	4	[8]
Poêle à bois	Non précisé	Bûches de bouleau, pin et épicéa	1 – 10	[50]
Poêle à bois	Primaire et secondaire	Bûches d'Epicéa	21- 35	[54]
		Bûche de hêtre	23 – 34	
Poêle à bois	Primaire et secondaire	Bûche de hêtre, faux acacia, charme, chêne et épicéa	B(a)P, B(k)F, B(b)F 0,1	[9]
Poêle à bois	Primaire		B(a)P, B(k)F, B(b)F 0,2	
Poêles à granulés				
Poêle à granulés	Non précisé	Granulés d'épicéa selon ÖNORM M 7135	1 - 3	[54]
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Granulés EN+	0,003	[9]
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Granulés de pin et d'épicéa	3	[41]

Les émissions des HAP des poêles à bûches sont à 10 fois plus importantes que les poêles à granulés. De même, un poêle à bûches moderne émet moins de HAP qu'un poêle à bois traditionnel [10].

Bari et al. [63] ont caractérisé dans leur étude les émissions particulières et les HAP générés par une chaudière à bûches et par un poêle à granulés, selon deux modes de combustion : la combustion complète et la combustion incomplète. Ils ont quantifié les émissions des HAP les plus légers qui sont : le naphthalène, l'acénaphène et le fluorène. Ainsi, selon ces auteurs, les émissions de HAP sont cinq fois plus importantes pour le poêle à granulés que la chaudière à bûches. Les émissions des HAP sont 2,5 à 3,4 fois moins

importantes quand la combustion est complète. En effet, un manque d'air de combustion aboutit à une augmentation de la quantité de HAP. Cela est en accord avec l'étude de Petterson et al. [50] qui, après avoir changé les conditions de fonctionnement dans un poêle à bûche, utilisant des bois de bouleau, pin et épicéa, ont trouvé que, en condition normale, l'émission des HAP était entre 1,3 – 9,8 mg/MJ alors qu'elle a augmenté jusqu'à 45-220 mg/MJ lors d'un manque d'air de combustion . En effet le type de combustible influe sur les émissions des HAP. Dans la littérature on trouve que les résineux émettent moins de HAP que les feuillus [52], [64].

3.4.4. Le CO et les COV

Les émissions du CO sont un indicateur de la qualité de la combustion du bois. C'est le principal indicateur d'une combustion incomplète de bois, qui peut être causée par un manque d'oxygène. Selon la Commission des Communautés Européennes [65], le COV représente tout composé organique ayant une pression de vapeur de 0,01 kPa ou plus à une température de 293,15 K ou ayant une volatilité correspondante dans les conditions d'utilisation particulières. Aux fins de la présente directive, la fraction de créosote qui dépasse cette valeur de pression de vapeur à la température de 293,15 K est considérée comme un COV. La somme de ces COV donne les composés organiques volatils totaux (COVT) [39].

Le tableau 4 montre les facteurs d'émissions des COVT et du CO pour différents types d'appareils de chauffage et de combustibles.

Tableau 4: Facteurs d'émissions des COV en considérant différents types d'appareils et de combustibles.

Appareil de chauffage	Arrivées d'air	Combustible	COVT (mg/MJ)	CO (mg/MJ)	Référence
Poêles à bûches					
Poêle à bois	Primaire	mixte bois dur, chêne	1211	7166	[8]
Poêle à bois	Primaire et secondaire	Bûches selon ÖNORM CEN / TS 14961	94 – 95	1036-1048	[10]
Poêle à bois	Primaire		186 -224	2355-2085	
Poêle à bois	Non précisé	Bûches de bouleau, pin et épicéa	20-2300	1100-7200	[50]
Poêle à bois	Primaire	Bûche de hêtre, faux acacia, charme, chêne et épicéa	197-352	6059-11131	[9]
Poêle à bois	Primaire et secondaire		266-701	4885-7829	
Poêles à granulés					
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Low-quality pellets and pellets in accordance with DIN-PLUS	3 – 17	73-108	[9]
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Granulés de pin et d'épicéa	1 - 42	100-770	[41]

Les émissions des COVT pour un poêle à granulés sont cent fois moins importantes que pour un poêle à bûches. Cela peut être expliqué par le meilleur accès de l'oxygène par les granulés. Des mesures sont réalisées par Ozgen et al. [9] sur quatre installations à alimentation manuelle de chauffage à bois et deux installations à granulés (poêle et chaudière) à alimentation automatique. En particulier, un poêle à bois traditionnel à une seule entrée d'air et un poêle à bois moderne à deux entrées d'air primaire et secondaire sont testés. Cinq types de bois bûches sont comparés : le hêtre, l'acacia, le charme, le chêne et l'épicéa et deux types de granulés : Granulés certifiés EN plus et granulés de basse qualité. Les résultats de cette étude montrent que les appareils à alimentation automatique émettent une à deux fois moins de CO et de COV que celles à alimentation manuelle. Concernant le type de combustibles les résultats des émissions de CO et de COV sont de même ordre de grandeur pour les cinq types de bois. Les émissions de CO du bois de hêtre sont deux fois moins importantes que celles du bois de chêne. Le résultat des émissions de COV est très variable pour les différents types de combustibles avec une

différence de deux fois entre le facteur d'émission le plus faible du chêne et le plus élevé d'épicéa. En comparant les émissions pour les deux types de granulés, on remarque que les granulés EN plus émettent moins de CO et COV que les granulés basse qualité ayant une grande quantité de cendres et de soufre.

Le taux de CO varie au cours des différentes phases de combustion [36]. Durant la phase de l'allumage, les émissions de CO sont très élevées. Elles diminuent au cours de la phase homogène de la combustion, puis augmentent lentement au cours de la phase hétérogène jusqu'à l'arrêt de la combustion[39]. La figure 5 montre l'évolution des émissions de CO durant la combustion d'une bûche de hêtre dans un foyer fermé de puissance 9 kW.

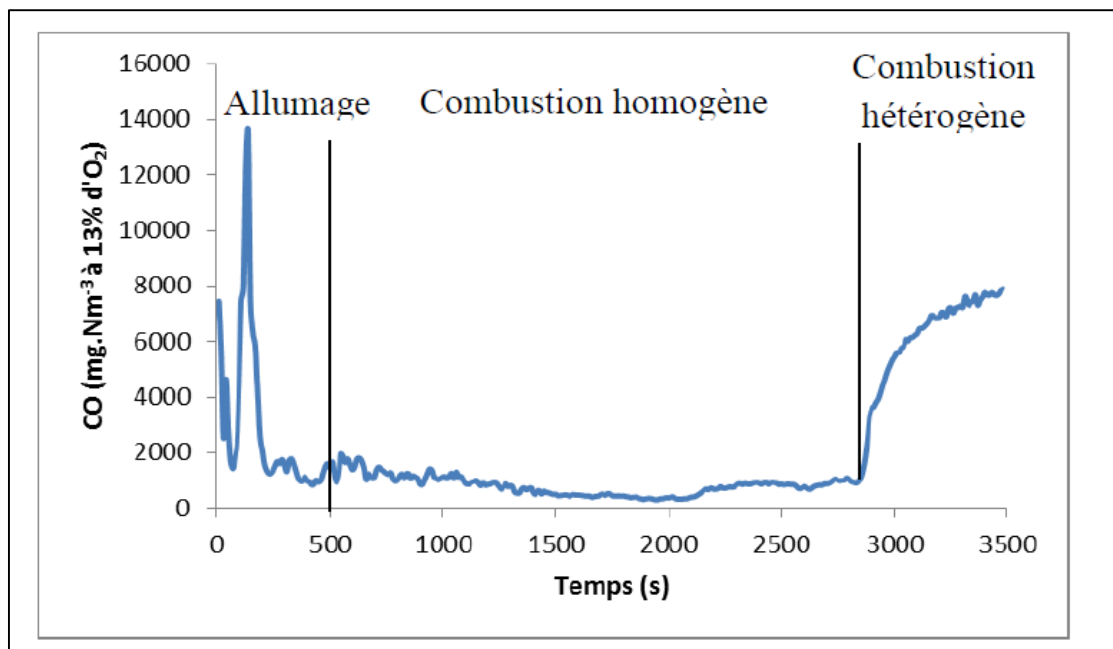


Figure 5: Evolution des émissions de CO durant la combustion d'une bûche de hêtre dans un foyer fermé de puissance 9 kW [66].

3.4.5. Les NOx

Les NOx regroupent le monoxyde d'azote(NO) et le dioxyde d'azote (NO₂). Durant la combustion de bois, la majorité des NOx émise est sous la forme de NO [39]. Le NO émis durant la combustion de bois provient de l'oxydation de l'azote initialement présent dans la biomasse. L'azote est extrait du combustible sous forme d'ammoniac (NH₃), d'acide cyanhydrique (HCN) et d'acide isocyanique (HNCO), qui après oxydation forment le NO (cf. Fig. 6).

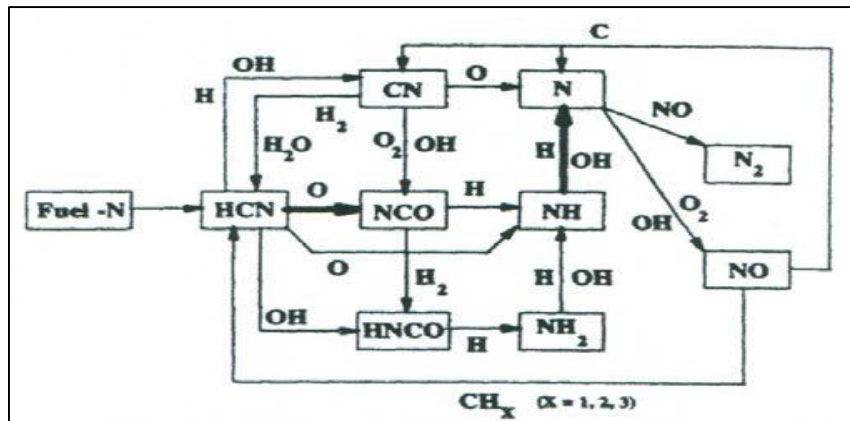


Figure 6: Schéma des réactions de formation/destruction du NO combustible [67].

Etant donné que la biomasse ne contient qu'une faible quantité d'azote (de 0,5 à 1%), les émissions des NO_x seront plus ou moins faibles à l'échelle domestique. Pourtant, vu que ces composés interviennent dans la pollution photo oxydante, plusieurs études les mesurent. Les facteurs d'émissions des NO_x de la combustion de bois sont récapitulés dans le tableau 5. Puisque les émissions de NO_x sont dues à l'azote initialement présent dans le combustible, ses valeurs sont indépendantes de l'appareil de combustion, le type de combustible ou les conditions de fonctionnement de l'appareil [37], [39].

Tableau 5: Facteurs d'émissions des NOx en considérant différents types d'appareils et de combustibles.

Appareil de chauffage	Arrivées d'air	Combustible	NOx (mg/MJ)	Référence
Poêles à bûches				
Poêle à bois	Non précisé	Bûches de bouleau, pin et épicéa	35-66	[50]
Poêle à bois	Primaire et secondaire	Bûches d'Epicéa Bûche de hêtre	81- 88 145-116	[54]
Poêle à bois	Primaire	Bûche de hêtre, faux acacia, charme, chêne et épicéa	91-110	[9]
Poêle à bois	Primaire et secondaire		99- 182	
Poêles à granulés				
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Granulés de pin et d'épicéa	54	[41]
Poêle à granulés	Non précisé	Granulés d'épicéa selon ÖNORM M 7135	165- 256	[54]
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Granulés de résineux	90	[56]
Poêle à granulés	Primaire et secondaire	Low-quality pellets and pellets in accordance with DIN-PLUS	32 -90	[9]

Les différentes données d'émissions de polluants liées aux différents types de chauffage domestique conduisent à poser la question de la contribution de ces polluants à différents impacts environnementaux et notamment au changement climatique ou encore à la santé humaine. De nombreux auteurs se sont intéressés aux impacts environnementaux de la filière bois-énergie depuis l'exploitation forestière jusqu'à la combustion[75,76] en quantifiant différentes catégories d'impact allant du changement climatique à la santé humaine en passant par l'écotoxicité terrestre.

4. ACV de la filière bois-énergie

4.1. ACV de la biomasse ligno-cellulosique (de l'exploitation à la transformation)

Les premières études appliquant l'ACV à l'exploitation forestière [70] ont souligné l'importance des processus liés à l'exploitation forestière (abattage, débardage), en calculant des indicateurs de performance opérationnelle particulièrement liés à la consommation d'énergie et aux émissions de CO₂ [71]. Elles ont également mis l'accent sur la définition et les limites du système étudié en quantifiant les impacts environnementaux associés à l'exploitation du bois [72]–[74]. La frontière du système a ainsi englobé deux processus élémentaires : l'abattage des arbres et le débusquage ou débardage des grumes. Ils se distinguent par le type des machines utilisées et leur consommation énergétique par tonne de bois. Dans certaines études, s'ajoute à l'exploitation forestière l'étape du transport forestier qui est un des principaux contributeurs aux changements climatiques via les émissions des GES [73], [75], [76]. En comparant les impacts relatifs de l'exploitation forestière et du transport, on remarque que la contribution au changement climatique de l'exploitation du bois est supérieure à celle du transport pour une distance de 150 km (20,1 Kg CO₂eq/tonne pour l'exploitation du bois contre 16,6 Kg CO₂eq/tonne pour le transport)[73]. Ainsi, la contribution de chacun des processus au changement climatique dépend de la distance du transport considérée dans chaque étude [79-80]. De ce fait, des études de sensibilité sur les distances de transport montrent que les émissions de GES sont de 32,3 kg CO₂eq/tonne de bois vert et 42,3 kgCO₂eq/tonne de bois vert pour des distances respectives de 150 km et 200 km [75]. Des tendances similaires sont obtenues dans l'étude de la Fuente et al.[76] qui montrent que en Suède les émissions provoquées par le transport du bois pour 120 km sont de 20-26 kgCO₂eq /tonne de bois sec, alors que celles obtenus au Canada pour une distance de 200 km sont de 29 à 31 kgCO₂eq/tonne de bois sec.

Une fois transporté, le bois est transformé en bûches ou en granulés pour être brûlé dans les installations de chauffage domestique. L'étape de transformation du bois est une étape importante dans le cycle de vie du bois-énergie [77].

Afin de mieux comprendre la contribution de cette étape aux impacts environnementaux et sanitaires dans la filière bois-énergie, il est nécessaire de maîtriser les étapes du processus de fabrication des granulés allant de la réception des matières

premières à la fabrication et l'emballage des granulés [78]. La matière première est séchée afin que son niveau d'humidité réponde aux exigences de la norme ISO 17225-6 : 2014. Dans certains cas, le conditionnement de la matière première se fait en ajoutant des liants et des additifs, ou par un préchauffage à vapeur afin d'obtenir les propriétés optimales de production de granulés selon la norme ISO 17225 - 6. La biomasse est ensuite broyée puis pressée pour être transformée en granulés. Puis, les granulés sont refroidis et tamisés pour les débarrasser de toute poussière. Enfin, ils sont emballés pour être transportés aux clients [79]. Des ACV [79]–[85] ont ciblé l'étape de fabrication des granulés. L'étude de Quinterio et al. [81] est une ACV de la production des granulés de pin maritime pour le chauffage domestique. Elle considère plusieurs scénarios : la production centralisée industrielle des granulés, et deux chaînes de production décentralisées : soit dans des scieries, soit au niveau des ménages. Les résultats montrent que l'étape de production des granulés dans les industries a plus d'impact sur le changement climatique ($7,79E-03\text{kg CO}_2\text{eq/MJ}$) que les deux scénarios décentralisés : $7.43E-03\text{kg CO}_2\text{eq/MJ}$ et $6.54 E-03\text{kgCO}_2\text{eq/MJ}$ pour la production des granulés dans les scieries et au niveau des ménages respectivement. Cependant ces résultats diffèrent des résultats dans d'autres études [81], [83]. Ces dernières varient en fonction des limites du système étudié, du type de matière première utilisé et surtout en fonction de la distance de transport adaptée. En effet, Ferreira et al. (2018) [83] ont utilisé des déchets de bois industriels pour la fabrication des granulés et ont considéré toutes les étapes de production des granulés en allant de l'exploitation forestière jusqu'à la combustion dans les installations de chauffage domestique. L'étape de construction du poêle est incluse. Dans cette étude, une distance de transport moyenne de 100 km par train et 50 km par camion vers les industries de production de granulés et une distance de 100 km entre les sites de production et les consommateurs par camion sont considérées. L'augmentation de la distance de transport dans l'étude de Ferreira et al. 2018 par rapport à celle de Quinterio et al. (15km) a fait que les émissions de GES ont augmenté à $1,58E-02\text{ kg CO}_2\text{eq/MJ}$. Ces résultats sont comparables avec ceux obtenus par Giuntoli et al. (2015) ($1,50E-02\text{ kg CO}_2\text{eq/MJ}$) qui ont utilisés des résidus de l'exploitation forestière pour la production des granulés et une distance de transport de 100 km [84]. La contribution de la fabrication des granulés est considérable même en élargissant la frontière du système de fabrication des granulés et en considérant les étapes d'exploitation forestière jusqu'au

dépôt des grumes au bord de la route et leur transport vers les industries de fabrication. Ainsi, selon Laschi et al. 2016 la fabrication de 1 kg des granulés de bois aboutit à des émissions de 0,4 kgCO₂eq dont 95% proviennent de l'étape de fabrication des granulés, et cela à cause de l'utilisation de l'électricité dans les étapes de broyage, de granulation et de séchage [80].

4.2. ACV de la combustion de bois dans les installations de chauffage domestique

Des études ont eu pour objectif d'identifier les processus élémentaires contribuant le plus aux impacts sanitaires et environnementaux afin de choisir les installations de chauffage domestique les plus performantes [13], [29], [78].

En considérant les différents processus du système de chauffage domestique au bois, Quinterio et al. [13] ont mené une ACV des systèmes de chauffage domestique suivants : un poêle à granulés de pin maritime ; un poêle à bûches et une cheminée à foyer ouvert. Le poêle à bûches et la cheminée à foyer ouvert sont alimentés d'abord par des bûches d'eucalyptus et ensuite, par des bûches du pin maritime. L'UF utilisée est 1 MJ d'énergie thermique produite. Le système comprend quatre processus élémentaires : la gestion des forêts, la production des granulés et des bûches, la distribution, la production d'énergie thermique. Les catégories d'impacts considérées sont : le changement climatique, l'appauvrissement abiotique, l'acidification du sol, l'eutrophisation de l'eau douce, l'eutrophisation de l'eau marine et l'oxydation photochimique. L'impact du changement climatique du système de poêle à granulés (7,79E-3 kgCO₂eq) est inférieur à celui des autres systèmes (2,25E-2 kgCO₂eq en moyenne pour le poêle à bûches et 1,21E-1 kgCO₂eq en moyenne pour la cheminée). Pendant le processus de combustion, les poêles à granulés sont caractérisés par un bon rendement énergétique. Cela explique la réduction des GES par rapport aux autres systèmes.

Du fait de la formation d'ozone, les poêles à granulés ont moins d'impact sur la santé humaine que les poêles à bûches avec des valeurs de 1,84E-4 kgNO_xeq et de 2,8E-4 kgNO_xeq respectivement. L'ozone troposphérique pénètre dans les voies respiratoires et cause de graves problèmes sanitaires qui vont de la toux, de l'irritation des yeux, du nez et de la gorge, des maux de tête, des douleurs à la poitrine à une diminution de la fonction respiratoire, à une fréquence plus élevée de crises asthmatiques et à des infections respiratoires plus graves[86]. Les émissions de NO_x dans les poêles à granulés

sont inférieures à celles des poêles à bûches, en raison de l'efficacité de combustion dans les poêles à granulés. Cette conclusion n'est pas en accord avec les études qui montrent que les émissions de NO_x sont dues à l'azote initialement présent dans le combustible et indépendantes de l'appareil de combustion, du type de combustible ou des conditions de fonctionnement de l'appareil [49], [51]. En comparant la contribution des différents processus dans chaque système, on remarque que pour les poêles à bûches, l'étape de combustion contribue le plus au changement climatique et à la santé humaine. Ceci est dû aux différents polluants directement émis durant la phase de combustion de bois. Par contre, pour le système de poêle à granulés, l'étape de fabrication des granulés est la plus contributrice au changement climatique. Durant la fabrication des granulés, des résidus de bois sont brûlés afin de produire de la chaleur pour le séchage du bois. Cette étape engendre des émissions de CH₄ qui est un GES. D'un autre côté, pour la catégorie d'impact « formation d'ozone », l'étape combustion contribue le plus aux impacts et cela à cause des fortes émissions de NO_x.

Ces résultats sont en accord avec ceux de Cespi et al. [14] qui ont comparé les impacts environnementaux de la combustion des bûches et des granulés respectivement dans un poêle à bûches et un poêle à granulés en Italie. Dans cette étude, la toxicité humaine est exprimée en DALY (Disability Adjusted Life Years). Le DALY est une unité de mesure utilisée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) des Nations Unies qui mesure l'impact négatif sur la santé et considère la perte d'années productives d'une personne pour cause de décès ou de maladie [87]. Le poêle à bûches a un plus fort impact sur la santé humaine (5,33E-8DALY) que le poêle à granulés (2,81E-8DALY). Concernant le changement climatique, la combustion dans un poêle à granulés aboutit à une réduction de 38% des émissions globales de CO₂ par rapport au poêle à bûches, et cela à cause de la meilleure efficacité des appareils à granulés et de la meilleure qualité de carburant ayant un faible taux d'humidité [84].

Les dernières générations de chauffage domestique au bois engendrent une amélioration des performances environnementales, et le remplacement du bois bûches par les granulés de bois aboutit à une diminution du changement climatique et des effets sur la santé humaine. Les résultats obtenus sont variables d'une étude à l'autre et ne mènent à aucune conclusion définitive concernant le choix de l'installation ayant le moins d'impact sur la santé humaine et le changement climatique. Pour analyser et comparer

ces résultats scientifiquement, il est pertinent de s'intéresser aux méthodes de calculs utilisées dans les modèles d'ACV ainsi qu'aux facteurs de caractérisation des polluants contribuant au changement climatique et aux effets sur la santé humaine.

5. La caractérisation et l'évaluation des impacts du cycle de vie pour la filière biomasse lignocellulosique

5.1 Généralités

Les flux de substances chimiques répertoriés dans l'ICV participent à différentes catégories d'impact quantifiées par des indicateurs dans la phase d'évaluation de l'impact. Celle-ci comprend plusieurs étapes :

- 1) La sélection des catégories d'impact et des indicateurs de catégories.
- 2) La classification, c'est-à-dire la contribution des résultats des données d'inventaire aux impacts. En général, ceci est fait automatiquement par les logiciels d'ACV.
- 3) La caractérisation ou le calcul des indicateurs de catégorie quantifiant les contributions de chaque flux d'inventaire aux différentes catégories d'impacts. Ceci est fait automatiquement par les logiciels d'ACV.

Des étapes optionnelles dans la phase d'évaluation des impacts sont possibles (ISO 14044, 2006) : la normalisation, l'agrégation et la pondération.

La normalisation consiste à calculer l'importance des résultats d'indicateurs de catégories par rapport à une référence. Cela aboutit à une meilleure compréhension de l'importance relative de chaque résultat du système étudié. Les valeurs de référence les plus courantes sont : soit la totalité des intrants et des extrants pour une zone mondiale, régionale, nationale ou locale ; soit la totalité des intrants et des extrants pour une zone donnée par habitant ou dans un scénario de référence.

Le regroupement facilite la mise en œuvre de l'étape de pondération en triant et classifiant les catégories d'impacts considérées lors de l'analyse. Il consiste à agréger plusieurs indicateurs d'impact en un seul groupe.

La pondération permet de convertir les résultats d'indicateurs des catégories d'impact à l'aide des facteurs numériques. Elle priorise ou attribue un poids à chaque catégorie d'impact. Elle peut inclure l'agrégation de résultats d'indicateurs en un score unique.

Les indicateurs de catégories sont calculés par des méthodes d'évaluation d'impact de cycle de vie orientées problèmes ou dommages.

Si l'évaluation de l'impact est basée sur des indicateurs d'impact intermédiaire (midpoint), la classification rassemble les résultats de l'inventaire en groupes de flux de substances qui contribuent au même effet environnemental. Le calcul de l'indicateur de catégorie d'impact (caractérisation) implique alors la conversion des résultats de l'inventaire du cycle vie en unités communes et l'agrégation des résultats convertis au sein de la même catégorie d'impact, à l'aide des facteurs de caractérisation (CF). Ces facteurs (CF) sont exprimés sous la forme du produit d'un facteur de devenir (FF), d'un facteur d'exposition des polluants dans l'environnement (XF) et d'un facteur d'effet (FE) qui exprime les effets de la catégories d'impact sur les différents compartiments de l'environnement ou sur l'homme (équation 2).

$$CF = FF * XF * EF \quad \text{eq.2}$$

Les indicateurs de catégories appelés aussi scores de caractérisation intermédiaire se calculent selon l'équation 3 :

$$SI_i = \sum_s Fi_{s,i} \cdot Ms \quad \text{eq.3}$$

avec SI_i score de caractérisation intermédiaire pour la catégorie i , $Fi_{s,i}$ facteur de caractérisation intermédiaire de la substance s dans la catégorie intermédiaire i , Ms masse élise ou extraite de la substance s .

Les méthodes orientées dommages ou endpoint permettent d'évaluer la contribution des catégories intermédiaires à une ou plusieurs catégories de dommages. Ces indicateurs de dommages sont représentatifs de différentes aires de protection telle que la santé humaine, le changement climatique, la qualité des écosystèmes ou encore les ressources naturelles. Dans chaque catégorie de dommage on peut calculer des scores de dommages (équation 4).

$$SD_d = \sum FD_{i,d} \cdot SI_i \quad \text{eq.4 [88]}$$

Avec SD_d score de catégories de dommages pour la catégories d , $FD_{i,d}$ facteur de caractérisation de dommages reliant la catégorie intermédiaire i à la catégorie de dommages d et SI_i score de caractérisation intermédiaire pour la catégorie i .

Plus de 50 méthodes d'évaluation d'impact du cycle de vie sont actuellement disponibles en Europe [89]. Ces méthodes ont fait l'objet de nombreuses recherches scientifiques dans les dernières décennies [154]. La plupart de ces méthodes ont été

développées au niveau régional de l'Europe. Cependant, compte tenu des différences spatiales régionales de l'environnement mondial, des efforts ont été faits pour étendre leur champ d'application [90]. Bien que ces méthodes suivent généralement les mêmes étapes, (caractérisation, normalisation et pondération), chacune d'entre elles traite différentes catégories d'impact, en tenant compte de nomenclatures spécifiques et en utilisant différentes taxonomies pour classer leurs produits.

Certaines méthodes ont évolué dans le temps comme par exemple le modèle USES-LCA basée sur le modèle de caractérisation USES pour l'évaluation des risques [155]. Ce dernier est apparu en 1994 et a été utilisé dans les ACV en 2000, et repris par USES-LCA qui a eu sa dernière mise à jour en 2009 [156]. La méthode ReCiPe quant à elle [157] résulte de la combinaison de deux méthodes différentes : Eco-indicateur et CML. Certaines méthodes d'ACV sont spécifiques à une catégorie d'impact bien précise. Par exemple, USEtox [91] quantifie l'écotoxicité aquatique d'eau douce et la toxicologie humaine, alors que la méthode du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) ou Intergovernmental Panel on Climate Change, (IPCC) quantifie le changement climatique.

Une recherche bibliographique par croisement des mots « Cradle to grave », « Life cycle assessment », « wood combustion » a été menée sur Sciencesdirect ; l'objectif étant de comparer les méthodes d'évaluation de l'impact de cycle de vie qui impliquent la production de la chaleur à partir de la biomasse. Chaque méthode diffère selon les catégories d'impact étudié et les facteurs de caractérisations des substances chimiques. Les étapes de la recherche bibliographiques sont présentées dans la figure 7.

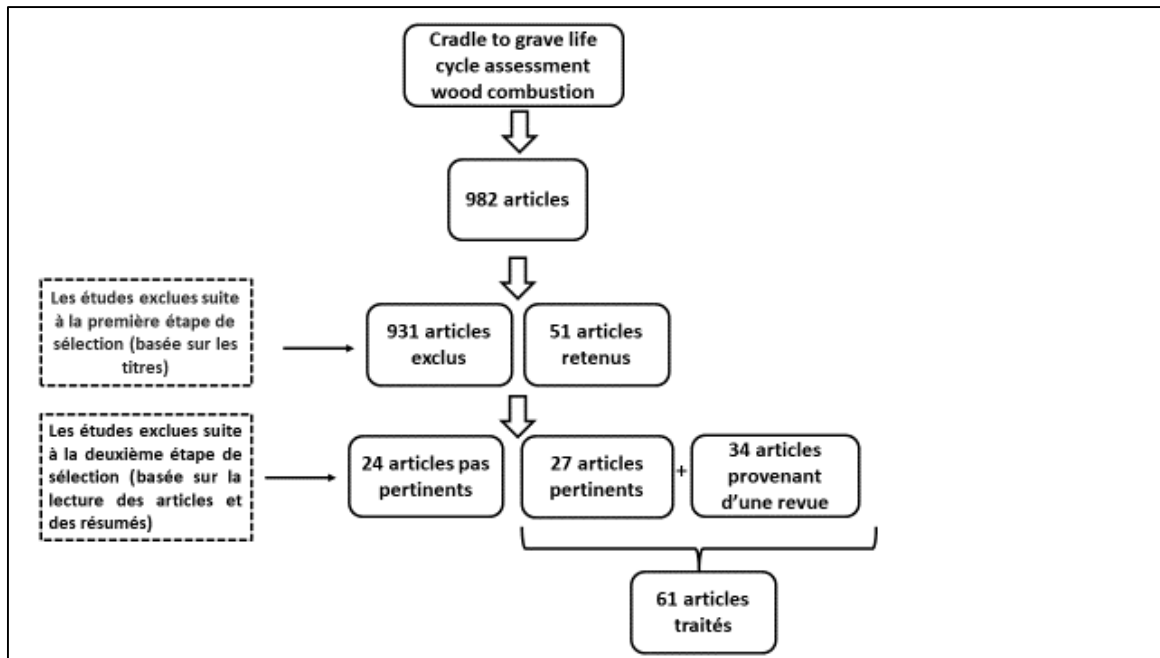


Figure 7: Schéma de la recherche bibliographique

Ainsi, dans notre première recherche sur les mots clés « Cradle to grave », « Life cycle assessment » et « Wood combustion » nous avons obtenus 982 articles. La première étape de recherche basée sur les titres aboutit à l'exclusion de 931 articles qui traitent divers sujets comme par exemple : la production d'électricité, l'utilisation de la biomasse autre que le bois, la pyrolyse et l'ACV de construction et des bâtiments. En outre, suite à la lecture des résumés et des articles pertinents pour notre étude, 61 articles ont été sélectionnés dont 34 proviennent de l'étude de Martin-Gamboa et al. 2020, qui entre autres ont travaillé sur le changement climatique et les énergies non renouvelables [77]. Chaque étude retenue est caractérisée par un choix d'UF, des limites du système, d'une méthode d'analyse d'impact et enfin des catégories d'impact à traiter. Les résultats de la recherche sont présentés dans le tableau 6.

Tableau 6: Résultats de la recherche bibliographique

Continent	Année	Type de combustible	Limites du système	Unité fonctionnelle	Méthodes	Références
Europe	2007	Biomasse	Cradle to grave	Energie (MJ)	CML	[92]
Europe	2009	Granulés	Cradle to gate	Masse (kg ou T)	IPCC, USEtox	[93]
Océanie	2009	Granulés	Cradle to grave	Energie	CML, VDI	[94]
Europe	2010	Granulés, bûches, Plaquettes	Cradle to grave	Masse	CML	[95]
Europe	2010	Plaquettes	Cradle to grave	Energie	Eco-indicateur 99	[96]
Europe	2010	Granulés	Cradle to grave	Energie	Eco-indicateur 99	[97]
Amérique	2011	Granulés	Cradle to grave	Energie	IMPACT 2002+	[98]
Amérique	2011	Granulés	Cradle to grave	Masse	IMPACT 2002+	[99]
Europe	2012	Plaquettes	Cradle to grave	Energie	Autre	[100]
Europe	2014	Granulés, Bûches, Plaquettes	Cradle to grave	Energie	ILCD	[101]
Amérique	2015	Bûches	Cradle to gate	Volume	TRACI	[102]
Europe	2015	Bois de sciage, Plaquettes, Bois des panneaux, Granulés	Cradle to gate	Volume	Autre	[103]
Europe	2015	Granulés	Cradle to grave	Masse	Recipe	[104]

Amérique	2015	Granulés	Cradle to gate	Masse	TRACI	[105]
Europe	2015	Granulés	Cradle to grave	Energie	Recipe	[106]
Europe	2015	Granulés	Cradle to gate		IPCC	[107]
Europe	2015	Granulés	Cradle to grave	Energie	IPCC	[108]
Europe	2015	Granulés	Cradle to grave	Energie	Recipe	[109]
Amérique/Europe	2015	Granulés	Cradle to gate	Volume	Eco-indicateur 99	[110]
Europe	2015	Bûches, Plaquettes, Granulés, Bois de sciage	Cradle to grave	Volume	Autre	[111]
Europe	2016	Biomasse	Cradle to grave	Energie	Recipe	[112]
Europe	2016	Granulés	Cradle to grave	Energie	Recipe	[113]
Europe	2016	Granulés	Cradle to grave	Energie	IPCC	[114]
Asie	2016	Granulés	Cradle to grave	Energie	IMPACT 2002+	[115]
Europe	2016	Granulés	Cradle to grave	Masse	ILCD	[79]
Europe	2016	Granulés	Cradle to grave	Masse	Recipe	[80]
Europe	2017	Plaquettes	Cradle to grave	Autre	ILCD	[116]
Asie	2017	Biomasse	Cradle to grave	Energie	CML	[117]

Amérique	2017	Biomasse	Cradle to grave	Energie	TRACI	[118]
Amérique	2017	Granulés	Cradle to grave	Energie	ForGATE model	[119]
Amérique	2017	Granulés	Gate to gate, Cradle to grave	Masse	Recipe	[120]
Asie	2017	Granulés	Cradle to grave	Energie	Autre	[121]
Asie	2017	Granulés	Cradle to grave	Energie	IPCC	[122]
Europe	2018	Granulés	Cradle to grave	Energie	ILCD	[85]
Asie	2018	Bûches, Biomasse	Cradle to grave	Energie	Recipe	[123]
Asie	2018	Granulés	Cradle to grave	Masse	Recipe	[124]
Amérique et Europe	2018	Granulés	Cradle to gate	Energie	CML	[125]
Europe	2018	Granulés	Cradle to grave	Energie	Autre	[126]
Europe	2018	Granulés	Cradle to gate	Masse	Recipe	[127]
Europe	2018	Granulés	Cradle to grave	Energie	CML, Recipe	[83]
Europe	2018	Granulés	Cradle to grave	Energie	CML	[128]
Asie	2018	Granulés	Cradle to grave	Energie	IMPACT 2002+	[129]
Europe	2018	Granulés	Cradle to gate	Masse	IMPACT 2002+	[130]

Asie	2018	Granulés	Cradle to grave	Masse	CML	[131]
Europe	2018	Granulés	Cradle to grave	Energie	ILCD	[132]
Europe	2019	Granulés	Cradle to gate	Energie	Recipe	[133]
Amérique	2019	Biomasse	Cradle to grave	Other	TRACI	[134]
Europe	2019	Granulés	Cradle to grave	Energie	Recipe	[13]
Amérique	2019	Biomasse	Cradle to grave	Energie	TRACI	[135]
Amérique	2019	Granulés	Cradle to gate	Masse	ILCD	[136]
Asie	2019	Granulés	Cradle to grave	Volume	IPCC	[137]
Europe	2019	Granulés, Bûches, Plaquettes	Cradle to grave	Other	IPCC	[138]
Europe	2019	Bûches , Granulés	Cradle to gate	Energie	Eco- indicateur 99	[82]
Europe	2020	Granulés	Cradle to gate	Energie	Recipe	[81]
NA	2020	Bûches	Cradle to grave	Energie	100-year global warming potentiel	[139]
Asie	2020	Plaquettes	Cradle to grave	Energie	IMPACT 2002+	[140]
Europe	2020	Plaquettes	Cradle to grave	Energie	Recipe	[141]
Amérique	2020	Granulés	Cradle to grave	Energie	IPCC	[142]

Asie	2020	Biomasse	Cradle to grave	Energie	Recipe	[143]
Europe	2020	Plaquettes	Cradle to gate	Volume	ILCD	[144]
Amérique, Asie, Afrique, Europe	2020	Résidus de culture	Cradle to grave	Energie	Autre	[145]

Ainsi, la plupart des ACV bois-énergie sont menées en Europe (37/61) contre 14 études en Amérique. Cela s'explique par le fait que la majorité de la production de bioénergie en Europe se fait à partir de la biomasse lignocellulosique surtout dans des installations de chauffage domestique. Récemment, les installations traditionnelles de chauffage domestique aux bois (utilisant des bois bûches), ont été remplacées par des installations à granulés de bois, ce qui a conduit à l'augmentation du marché des granulés de bois en 2017 [146], [147]. En 2016, l'Union Européenne était la plus grande productrice de granulés de bois (48% de la production mondiale)[148] ; ce qui peut expliquer que 44 études sur les 61 traitent soit la combustion des granulés de bois, soit l'étape de production des granulés. Les autres ACV concernent les plaquettes (11/61) et les bois bûches (8/61). Dans neuf études le type de biomasse bois utilisé n'est pas mentionné.

46/61 des systèmes étudiés vont « du berceau à la tombe » ou « Cradle to grave » et incluent donc les différentes étapes du procédé, de l'exploitation forestière et de la combustion de la biomasse. Ces études concernent la production de chaleur à partir de la biomasse à petite échelle dans les installations de chauffage domestique et à moyenne ou grande échelle pour la production de chaleur au niveau industriel ou régional. 14 études suivent l'approche « du berceau à la porte » ou « cradle to gate » en se concentrant sur des processus élémentaires spécifiques du système (par exemple : l'étape de production des granulés de bois).

Les unités fonctionnelles dans les systèmes bioénergétiques peuvent être liées à l'entrée ou à la sortie d'énergie, aux surfaces agricoles ou bien à une limite temporelle de l'étude [149]. Les unités fonctionnelles liées aux entrées sont divisées en plusieurs catégories comme l'apport énergétique (par exemple, le pouvoir calorifique de la biomasse en TJ), l'apport massique (par exemple, t de biomasse), et le volume d'entrée (par exemple, m³ de boues). Les unités fonctionnelles liées à la production comprennent

la production d'électricité, la production de chaleur et la combinaison de la production d'électricité et de chaleur[68]. Selon Cherubini et Stromman, les unités définies dans les ACV bois-énergies ne sont pas homogènes [149]. Cependant, le tableau 6 indique que la majorité des ACV bois-énergie (38/61) adopte des unités fonctionnelles d'énergie (quantité de chaleur émise) contre (13/61) études utilisant des unités de masse (Quantité de biomasse exploitée ou brûlée). Les unités de volume et les autres unités (tels le nombre d'habitants dans une maison ou dans un village) sont rarement utilisées (6/61 et 3/61 respectivement).

Enfin, comme nous l'avons vu précédemment, les méthodes d'analyse d'impact diffèrent aussi bien par les catégories d'impact qu'elles prennent en considération que par leur type d'approche : intermédiaire ou de dommages comme par les catégories d'impact calculées. Pour le bois-énergie, seize études adoptent la méthode Recipe orientée problèmes et dommages ; huit études utilisent la méthode spécifique du changement climatique IPCC, huit études utilisent CML et sept études ILCD (cf. Fig. 8). Dans notre étude nous allons nous intéresser à IMPACT 2002+ et Recipe 2016. Une analyse de ces deux méthodes est effectuée dans le chapitre 3 de cette thèse.

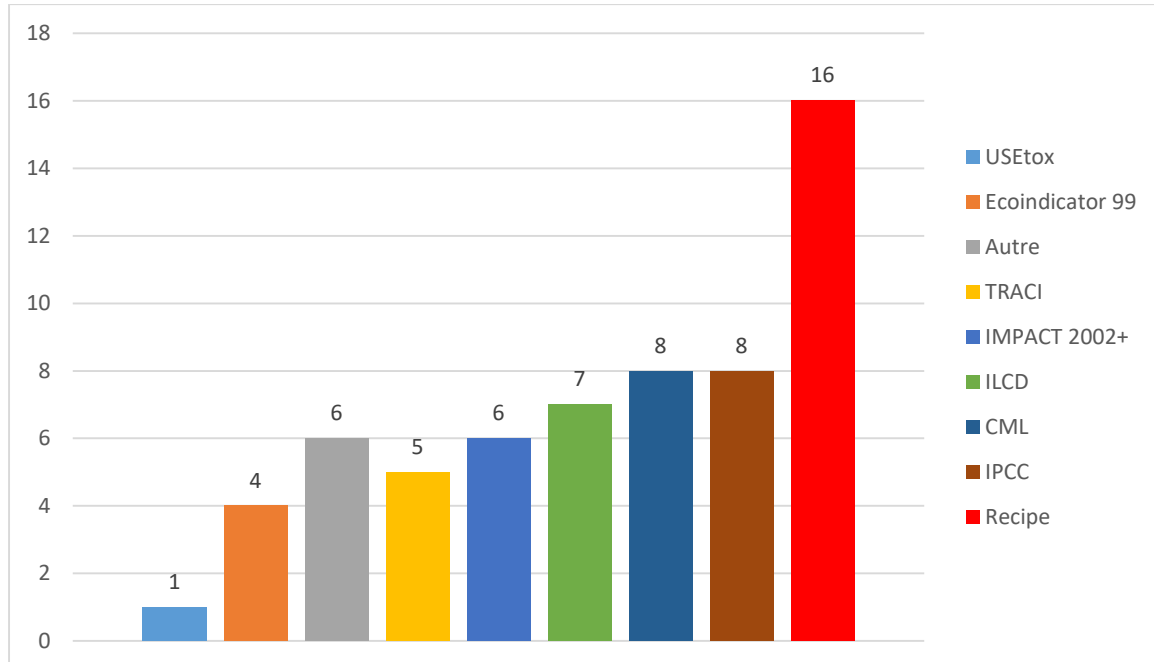


Figure 8: Nombres de méthodes d'analyse d'impact issus de la recherche bibliographique

Ce qu'il faut retenir

- L'ACV fournit une approche systématique, holistique et multidisciplinaire pour l'évaluation et la quantification des impacts environnementaux générés par le cycle de vie d'un produit, d'un processus ou d'une activité
- Le bois énergie est présent sous plusieurs formes tels les bûches, les granulés, et les plaquettes. Ils diffèrent par le type d'essence, le pouvoir calorifique, l'humidité.
- La combustion de bois dans les installations de chauffage domestique s'effectue en plusieurs étapes : séchage, pyrolyse, oxydation. Elle engendre plusieurs émissions polluantes : Aérosols et particules, HAP, CO et NOx.
- Des ACV de la filière bois-énergie ont été menées dans la littérature aux différentes étapes allant de l'exploitation forestière jusqu'à la combustion dans des installations de chauffage domestique au bois.
- L'évaluation des impacts environnementaux se fait par plusieurs méthodes d'AICV. Les méthodes d'AICV les plus utilisées pour les ACV du bois énergie sont Recipe et IMPACT 2002+

Chapitre II : ACV bois-énergie à l'échelle domestique

Introduction du chapitre

La région Grand Est s'étend de Strasbourg à l'Est à Nogent-sur-Seine à l'Ouest sur 57 441 km² et comprend 10 départements (Ardennes, Aube, Haut-Rhin, Bas-Rhin, Haute-Marne, Marne, Meurthe-et-Moselle, Meuse, Moselle, Vosges). Elle est limitrophe de l'Allemagne, la Belgique, le Luxembourg et la Suisse. Sa forêt (1,9 million d'hectares) couvre un tiers du territoire régional et représente 12% de la surface forestière nationale. La filière forêt-bois constitue une filière d'avenir et la région Grand Est dispose d'une ressource forestière abondante de 1951 milliers d'hectares avec un taux de boisement de 34% dont 56% sont des forêts publiques, taux supérieur à celui de la France Métropolitaine (31% dont 25% sont publiques). La majorité des forêts de la région est constituée de feuillus (69%) contre 31% de résineux. Les peuplements sont généralement riches et variés. 22% des ménages de la région utilisent le bois-énergie pour leur chauffage domestique. Le bois bûches constitue le combustible principal (92% de la totalité des combustibles bois utilisés) [150]. La répartition des types d'appareils de chauffage domestique au bois constituant le parc de la région Grand est présentée dans la figure 9. Il apparaît que les 2/3 de ces appareils de chauffage domestique à bois appartiennent à trois familles les poêles à bûches (32%), les inserts à bûches (25%) et les poêles à granulés (9%). Il semble donc pertinent d'étudier et de comparer leurs impacts environnementaux respectifs. C'est pourquoi la première partie du chapitre est dédiée à l'ACV de trois scénarii de chauffage domestique au bois nommés respectivement : S1 : Scénario insert à bûches, S2 : Scénario poêle à bûches et S3 : Scénario poêle à granulés.

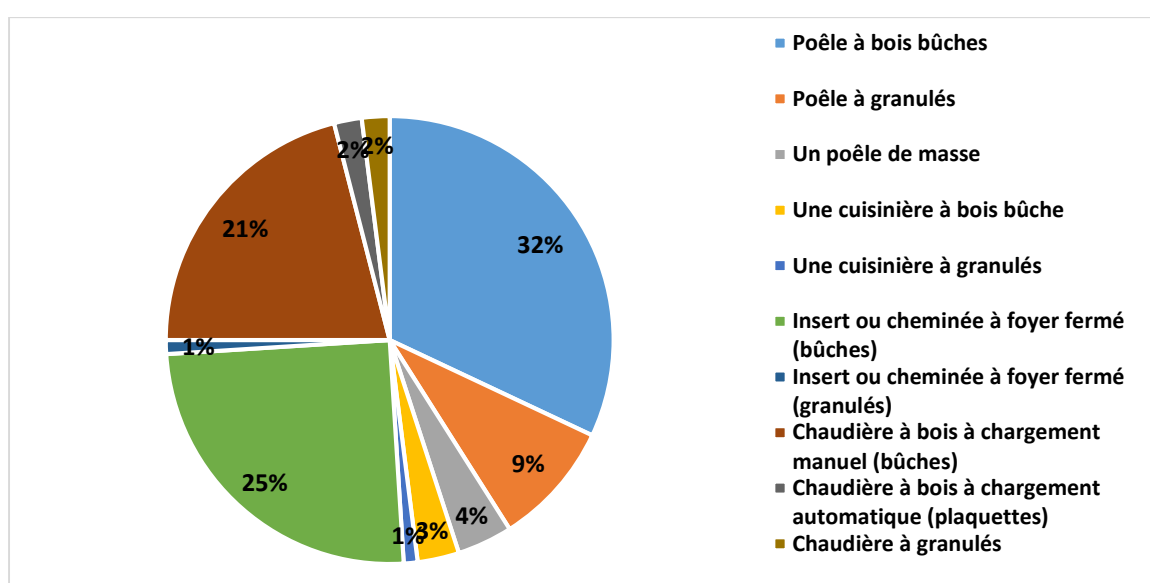


Figure 9: La composition du parc de chauffage domestique au bois dans la région Grand Est [151].

Ces trois scénarii considèrent les étapes allant de l'exploitation forestière dans la région, le transport, la production des combustibles bois jusqu'à la combustion dans des installations performantes et labellisées Flamme Verte 7 étoiles. Les émissions provenant de l'étape combustion sont issues de données expérimentales réalisées sur la plateforme dédiée au laboratoire Gestion des Risques et Environnement.

Dans la deuxième partie de ce chapitre, trois nouveaux scénarii sont définis prenant en compte les émissions moyennes de l'ensemble des appareils de chauffage domestique par type d'installation à l'échelle de la région Grand Est : S5 : Scénario inserts à bûches_Région, S6 : Scénario poêles à bûches_Région et S7 : Scénario poêles à granulés_Région. Les objectifs scientifiques de cette partie consistent à :

- analyser la représentativité des scénarii S1, S2 et S3 par rapport aux scénarii à l'échelle régionale.
- étudier comment les impacts sanitaires et le changement climatique sont liés au type et à l'âge des appareils domestiques au bois dans le Grand Est.
- souligner la nécessité de l'innovation du parc des installations de chauffage domestique au bois dans la région.

1. Logiciel d'ACV : Simapro 8.1

Les ACV sont menées en utilisant le logiciel Simapro 8.1 [152]. Simapro est un outil de modélisation des aspects environnementaux des produits ou des services depuis l'extraction des matières premières jusqu'au traitement et dépôt final des déchets. Il a été développé par PRE-Consultant, un bureau d'étude néerlandais, distributeur du logiciel. Il permet de modéliser des cycles de vie complexes suivant les recommandations de la norme ISO 14040 et ISO 14044 de 2006. Ce logiciel permet de traiter l'ACV tel que cela est recommandé dans la norme ISO c'est-à-dire selon les quatre étapes d'ACV : 1) définition des objectifs et du champ de l'étude, 2) analyse de l'inventaire, 3) évaluation des impacts, 4) interprétation des résultats. Pour la réalisation de l'étape 2, des bases de données variées sont implémentées dans le logiciel et utilisables selon les besoins. Ces bases de données concernent aussi bien des matériaux, que des transports, des procédés, des molécules chimiques contribuant à environ une vingtaine de catégories d'impact. Ecoinvent 3.4 est la base de données utilisée dans notre étude. Pour la réalisation de l'étape 3 diverses possibilités de calcul des impacts sont offertes, via des méthodes d'analyse d'impact de cycle de vie. Ces méthodes ont été élaborées selon les connaissances scientifiques acquises pour des régions données [153]. Les méthodes européennes sont par exemple IMPACT 2002+, CML. Des méthodes sont développées pour l'Amérique du Nord tel TRACI ou des méthodes globales tel Recipe 2016. Les impacts sont évalués dans la majorité des cas à l'échelle globale (mondiale) ou continentale (UE, USA, Asie-Pacifique). La méthode utilisée dans notre étude est la méthode européenne IMPACT 2002+ et sera présentée en détail ultérieurement [154].

2. ACV des trois scénarios S1, S2 et S3

2.1 Définition des objectifs et champs de l'étude

L'objectif principal de cette étude est de quantifier les impacts de l'utilisation du bois-énergie dans des appareils performants pour le chauffage domestique sur le changement climatique, et les impacts sur la santé humaine : effets respiratoires (liés à des composés organiques/inorganiques) et effets cancérigènes ou non cancérigènes. Trois scénarii S1, S2 et S3 sont étudiés et comparés. L'UF sur la base de laquelle les scénarii sont comparés est la tonne de bois vert coupé à 40% d'humidité. Le système considéré est illustré dans la figure 10.

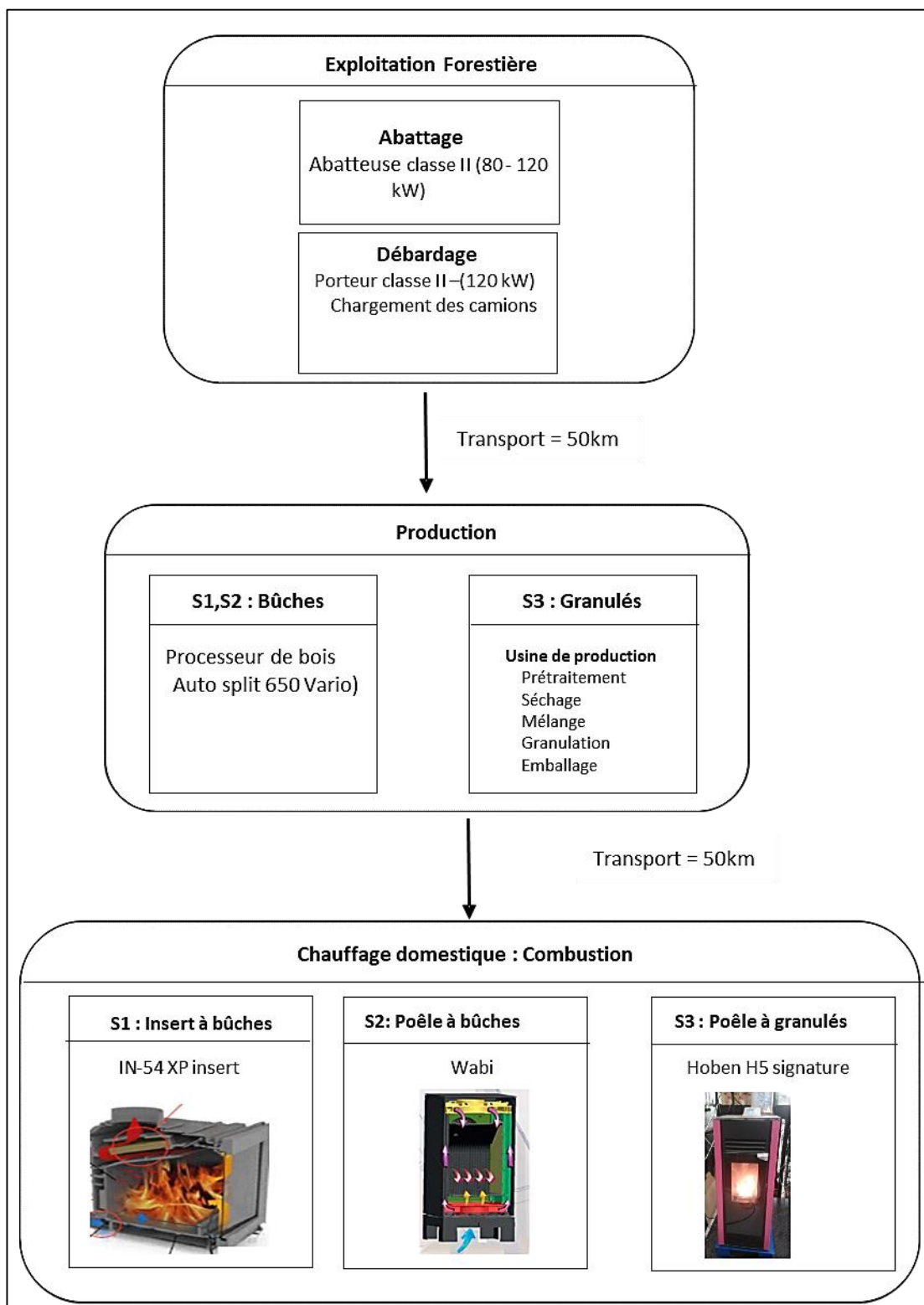


Figure 10: Schéma montrant les limites du système pour une tonne de bois vert (UF).

Comme annoncé en introduction, les éléments inclus dans les limites du système sont l'exploitation forestière, le transport, la production des combustibles bois et la combustion dans les installations de chauffage domestique (cf. Fig. 10). Sont exclus du système, la gestion de la forêt, la production des poêles et le traitement des cendres provenant de la combustion.

2.2 Présentation des scénarios étudiés

Les trois scénarii tiennent compte de la même manière de l'exploitation forestière (abattage, débardage, chargement des camions) et des transports : d'une part, du bois depuis la forêt jusqu'aux sites de production des différents combustibles et d'autre part, des combustibles depuis leur site de production jusqu'au lieu de combustion.

Outre les étapes communes aux trois scénarios mentionnées ci-dessus, **le scénario Insert à bûches (S1) (XP54-IN)** comprend la production des bûches qui consiste à découper et trancher les troncs en bûches par un processeur de bois, et la combustion de bois dans un insert à bûches (XP54-IN) commercialisé par Lorflam de puissance 7 kW.

L'insert XP54-IN (cf. Fig. 11) est un appareil de chauffage domestique au bois, étanche à l'air canalisable et compatible construction BBC. Conçu par la société LORFLAM, il est en fonte. Il possède un réglage manuel unique, lié au système breveté ADS® qui est une nouvelle technologie d'injection d'air. L'air frais arrive par la face avant du foyer. Un système ADS® préchauffe cet air de combustion et l'injecte au cœur de la flamme. Ce système à débit variable distribue automatiquement l'air injecté, entre air primaire et air secondaire, en fonction de la charge de bois et de la puissance attendue. L'air primaire est injecté sous la grille et l'air secondaire plus haut dans la chambre de combustion. A la sortie de la chambre de combustion, les fumées passent par un collecteur C2-BOX® qui assure la post-combustion. En prolongeant le temps de séjour des gaz et en augmentant la température, cette technologie permet une combustion optimale des gaz. Cet appareil a reçu le label « Flamme Verte 7 étoiles » [155].

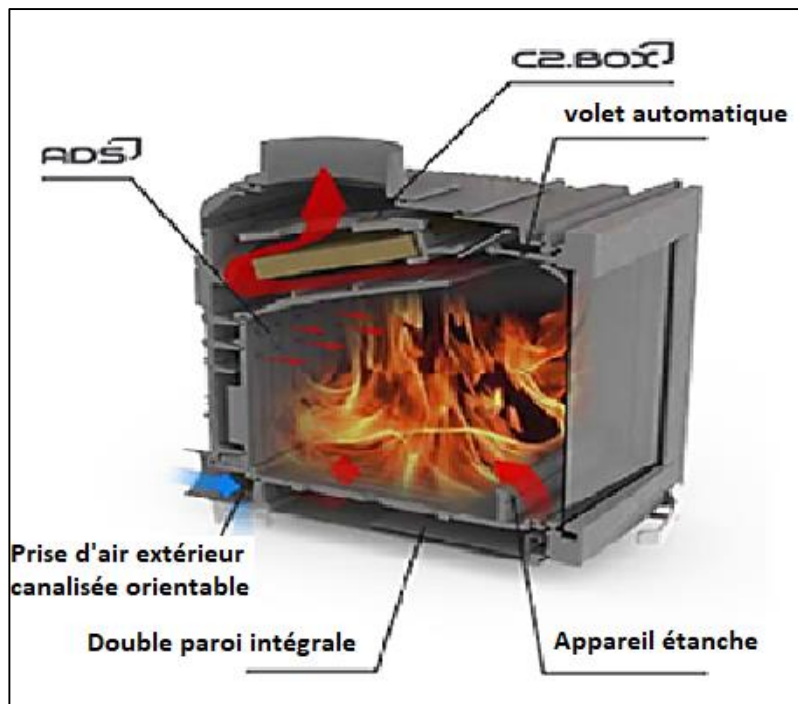


Figure 11: Insert à bûches XP54-IN [155].

Le scénario Poêle à bûches (S2) est similaire au scénario S1, mis à part l'étape de combustion de bois qui s'effectue dans un poêle à bûches Wabi de puissance 6 kW commercialisé par D2I/INVICTA (cf. Fig. 12). Le poêle WABI possède une entrée d'air frais à l'arrière du poêle. Il est équipé d'une double paroi et d'une seule commande d'air manuelle située à l'avant. Cette commande d'air frais est réalisée par une technologie appelée "AIR CONTROL", qui répartit l'air entre trois circuits alimentant la chambre de combustion en air primaire, secondaire et de post-combustion. L'air primaire est introduit directement dans la chambre de combustion sous la grille inférieure. L'air de post combustion et secondaire est une partie de l'air frais qui est chauffé dans la double paroi du poêle avant d'être injecté à mi-hauteur de la chambre de combustion, pour l'air de post combustion, afin d'oxyder les composés volatils non brûlés et au niveau haut de la vitre, pour l'air secondaire, pour éviter un encrassement de celle-ci [155].

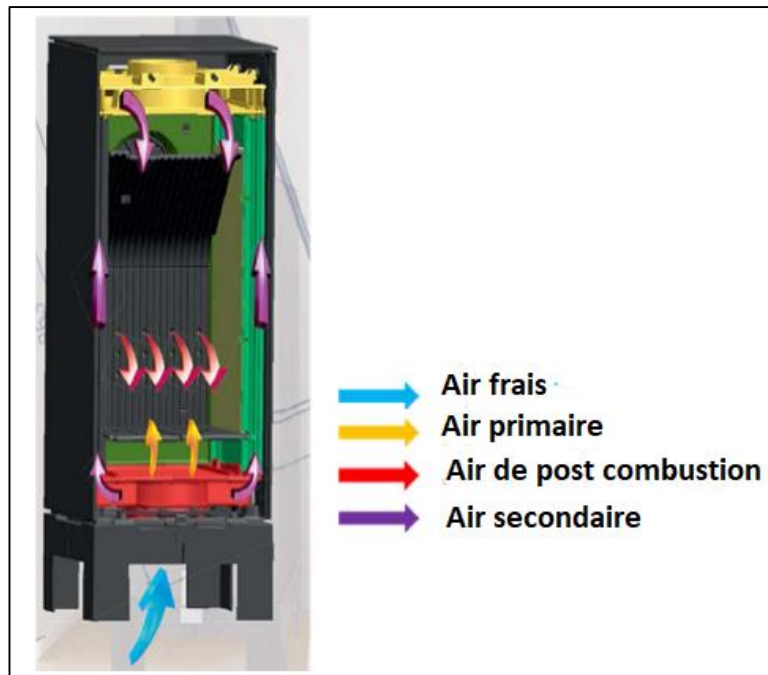


Figure 12: Poêle à bûches Wabi [155].

Les fumées dans ces deux appareils sont évacuées en tirage naturel. La caractéristique de ce tirage dans les conditions d'essais normatifs est de 13 Pa.

En plus des étapes d'exploitation forestière et de transport, **le scénario poêle à granulés (S3)** comprend d'une part la production des granulés composée du prétraitement du bois, du séchage, du mélange, de la granulation et de l'emballage des granulés. Cette étape sera décrite plus précisément au § 3.3 de ce chapitre, et comprend d'autre part la combustion de bois dans un poêle à granulés Hoben labellisé « Flamme Verte 7 étoiles » (cf. Fig. 13). La puissance de ce poêle est ajustée entre 1,3 et 6,3 kW par un système de régulation intelligente (SRI). Afin de concentrer la chaleur, les parois à l'intérieur de la chambre de combustion sont en acier recouvert de plaques de vermiculite. Une vis sans fin alimente le brûleur par les granulés stockés dans un réservoir. La circulation d'air au travers du réceptacle à granulés est forcée par un ventilateur. Une résistance électrique est responsable à l'allumage automatique du poêle. Les résidus de combustion traversant le brûleur sont collectés dans un cendrier amovible [37]. Les fumées sont évacuées par un extracteur. Il s'agit donc ici d'un tirage forcé.



Figure 13: Poêle à granulés Hoben H5 Signature Color Steel [37].

3. Données d'inventaire

3.1 Exploitation forestière

L'exploitation forestière est le premier processus élémentaire considéré dans notre système et pour lequel les trois scénarii disposent des mêmes données d'inventaire. Dans cette étape, l'abattage, le débardage et le chargement dans les camions sont analysés. Les données d'entrée pour la consommation d'énergie sont relatives au temps opérationnel des machines et ont été obtenues à partir d'une étude effectuée dans la région Grand Est [156]. Les données de sortie pour la consommation de diesel, la consommation d'électricité et les opérations forestières (récolte, transport et chargement sur des camions) proviennent de la base de données Ecoinvent 3.4.

L'abattage dans le Grand Est se fait principalement par des abatteuses « John Deere » qui travaillent simultanément avec des porteurs. Ainsi, nous avons sélectionné dans la bibliothèque Ecoinvent 3.4, le processus élémentaire Harvesting, forestry harvester {RER}^a | harvesting, forestry harvester (cf. Tab. 7). Ce processus concerne une abatteuse forestière classique classe II (80-120 kW), de puissance moyenne de 100 kW et de poids total 14000 kg. L'inventaire se réfère au temps de fonctionnement de la machine, appelé Heure de la Machine Productive (HMP), y compris les pauses de 15 minutes. Selon

Cariou et al., pour l'année 2018, le nombre d'heures des machines d'abattage est de 1432 h/an pour une quantité de bois exploité de 7569 tonnes de bois vert. Ainsi, l'abattage d'une tonne de bois vert nécessite 11,35 min d'utilisation de l'abatteuse. Ce temps d'utilisation correspond à la consommation de 2,4 L de diesel (consommation calculée par la base de donnée Ecoinvent 3.4). Ce résultat est en accord avec la consommation de diesel des abatteuses utilisées dans la littérature pour l'exploitation forestière qui varie entre 0,8 L/ tonne de bois vert [157] et 2,5 L/tonne de vert [19].

Une fois coupées, les grumes sont transportées de la forêt jusqu'au bord de la route par un porteur. Un porteur de classe II (10 - 12 t) avec une puissance moyenne de 110 kW et un poids total de 11 049 kg est sélectionné en choisissant le processus élémentaire : Forwarding, forwarder {RER} | forwarding, forwarder dans Ecoinvent 3.4 (cf. Tab. 7). Le nombre d'heure de travail des porteurs dans le Grand Est, est de 1470 heure/an pour 7569 tonnes de bois en 2018. Ainsi, pour une tonne de bois vert les porteurs fonctionnent 11,65 min. Ce temps d'utilisation correspond à une consommation de 2 L de diesel par tonne de bois vert [156], [158]. La consommation de diesel des porteurs utilisés dans la littérature varie entre 0,4 L/ tonne de bois [157] vert à 0,6 L/ tonne de bois vert [159]. La différence entre les données de la littérature et celles dans notre étude peut être liée au type du porteur utilisé. Les variations sont liées au design du porteur, à la technologie du moteur et aux méthodes de travail de l'opérateur [160].

3.2 Transport vers les industries de production des combustibles bois et vers les clients

Afin que le choix de la distance de transport adoptée dans notre étude soit pertinent et pour qu'il représente la situation dans la région Grand Est, nous avons visité la société d'exploitation forestière de Haute Alsace (EFHA Wittelsheim). Ces derniers nous ont fourni les données concernant les types de camion utilisés pour les transports, leurs consommations de diesel et la distance moyenne de transport. Pour le transport vers les industries de production, d'après EFHA, la quantité de diesel consommée par un camion DAF 95-350 de capacité 26 tonnes est de 1,6 kg/tonne de bois vert pour 50 km. Concernant le transport vers les clients, EFHA utilise un petit van Iveco 35c15 qui consomme 1,27 kg de Diesel pour 50 km et pour une tonne de bois vert. Ces consommations sont en accord avec celles trouvées dans la littérature.

Les consommations de diesel dans la littérature pour les camions de capacité de 27 tonne sont entre 0,5 kg /tonne de bois vert [161] à 3,1 kg/tonne de bois vert [162]. Le transport des granulés par un camion nécessite 2 kg de diesel/tonne de bois vert selon Caserini et al.[95].

Pour les deux étapes (transport vers les industries de production et transport vers les clients), le processus élémentaire choisi dans Ecoinvent est : « Diesel {Europe without Switzerland} market for ». Cet inventaire concerne la distribution des produits pétroliers au consommateur final (ménage, voiture, centrale électrique, etc.), y compris tous les transports nécessaires (Wernet et al., 2016).

Les distances adoptées dans notre étude sont en accord avec l'étude sur la logistique du bois dans le Grand Est [163]. En effet, cette étude révèle que 86% du bois utilisé dans la région est issu de la région Grand Est. Les 14% restants sont des flux externes issus des zones limitrophes (pays, département, région) au Grand Est. Ces observations montrent qu'un approvisionnement local dans les sites de transformation est privilégié dans le Grand Est. La figure 14 montre la provenance du bois utilisé dans le Grand Est en 2013.

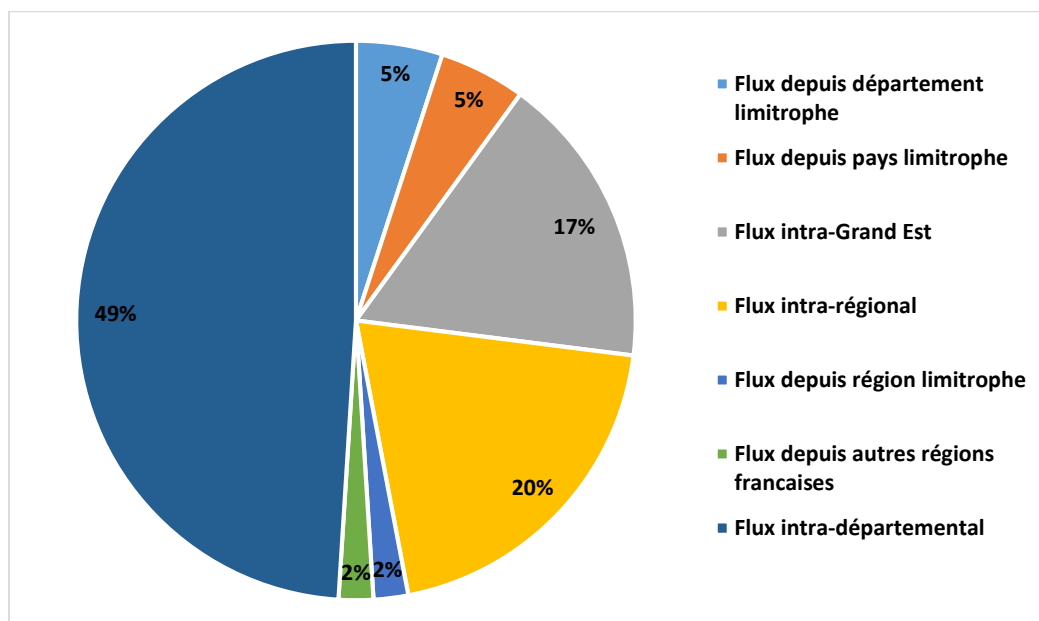


Figure 14: Provenance du bois utilisé dans le Grand Est en 2013 [164].

Une analyse de la destination de 9 Mt de bois mobilisés en 2013 confirme l'importance des flux locaux constatés précédemment. 70% des bois mobilisés vont vers des sites situés dans la région et les 30 % restants sont expédiés vers des zones limitrophes surtout la Belgique (1Mt/an), l'Allemagne (0,236 Mt/an), le Luxembourg (0,117 Mt/an) et l'Italie (0,167Mt/an) (cf. Fig. 15).

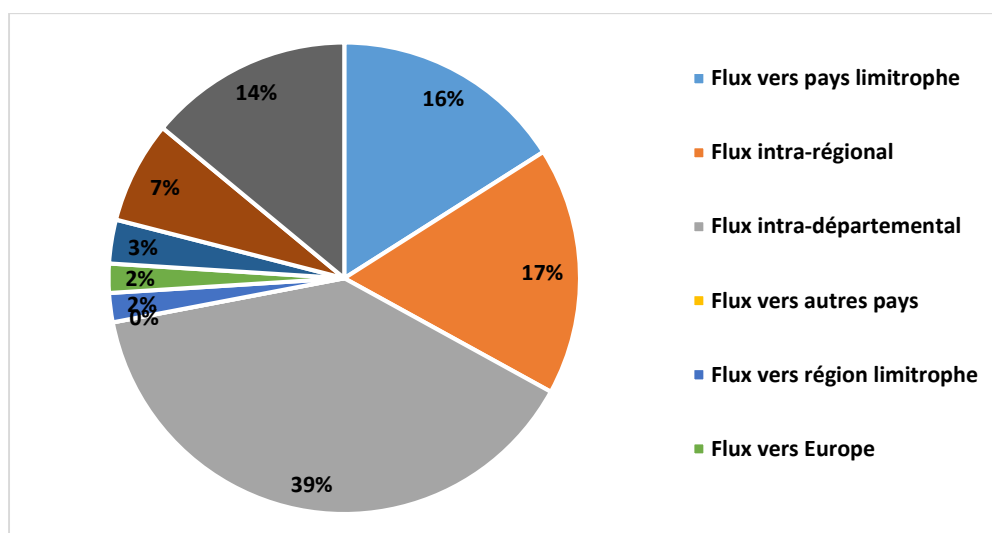


Figure 15: Destination des bois mobilisés dans le Grand Est en 2013 [163].

Le Grand Est est caractérisé par un approvisionnement local du bois. La figure 15 montre que l'essentiel de la mobilisation de la ressource est limitrophe aux départements et pays voisins pour des distances courtes. La distance de 50 km est adoptée dans notre étude (de la forêt vers les industries de production et vers les clients). L'interview de la société Alsacienne EFHA a confirmé cette distance. C'est un point que respecte cette société pour s'approvisionner en bois.

3.3 Production

Pour les deux scénarios S1 et S2, la production du bois bûche comprend un processeur de bois (Auto split 650 Vario) alimenté par de l'électricité qui découpe et tranche les troncs en bûches. L'électricité française est sélectionnée dans Ecoinvent 3.4 et le processus élémentaire est nommé : « Electricity, low voltage {FR}| market for » (cf. Tab.7). Cette base de donnée décrit l'électricité basse tension en France en 2014. En 2014, la production d'électricité est à 77% issu du nucléaire et 17,7% du renouvelable [165].

Pour le scénario S3, l'inventaire concernant la production industrielle des granulés est issu de la base de données Ecoinvent 3.4 et le processus choisi est : « Wood pellet, measured as dry mass {RER}| wood pellet production" (cf. Tab. 7) [158]. Ce processus concerne la production des granulés dans une usine dans laquelle les matières premières sont des résidus de bois provenant de scieries et des copeaux de bois [158]. Les matières premières sont d'abord prétraitées et séchées, puis elles sont broyées et mélangées avec un liant d'amidon. En fin de chaîne, elles sont pelletisées, refroidies et emballées. 20% des granulés produits sont emballés dans des sacs en polyéthylène de 15 kg et les 80%

restants sont vendus non emballés. Les granulés produits répondent aux caractéristiques de la norme allemande de qualité DIN-plus (certification) [166]. Contrairement au procédé de production des bûches différents types de production d'électricité en Europe sont considérées dans la base de données Ecoinvent pour la production des granulés. Les données d'inventaire des étapes d'exploitation forestière, du transport et de production sont présentées dans le tableau 7.

Tableau 7: Données d'inventaire pour les opérations forestières, le transport et la production pour une tonne de bois vert (UF).

Processus élémentaire	Entrée	Unité	S1	S2	S3	Processus de la base de données Ecoinvent 3.4
Exploitation Forestière						
Abattage	HMP	min	11,4	11,4	11,4	Harvesting, forestry harvester {RER} ^a harvesting, forestry harvester
Débardage	HMP	min	11,7	11,7	11,7	Forwarding, forwarder {RER} forwarding, forwarder
Transport vers les industries de production						
Transport (50 km)	Diesel	kg	1,6	1,6	1,6	Diesel {Europe without Switzerland} market for
Production						
Production des bûches	Electricité	kWh	15,9	15,9	-	Electricity, low voltage {FR} market for
Production des granulés	Granulés	kg	-	-	600	Wood pellet, measured as dry mass {RER} wood pellet production
Transport vers les clients						
Transport (50 km)	Diesel	kg	1,3	1,3	1,3	Diesel {Europe without Switzerland} market for

^a RER : Un acronyme qui représente Rest of Europe Region dans la base de données Ecoinvent 3.4.

3.4 Combustion

L'étape de combustion comprend trois appareils de chauffage domestique au bois. L'inventaire des émissions gazeuses et particulaires découle d'expérimentations ayant eu lieu au Laboratoire Gestion des Risques et Environnement (GRE) de Mulhouse sur une plateforme de combustion dédiée dans des conditions optimales de fonctionnement. Il s'agit de faire fonctionner les appareils lors d'essais normatifs (Chapitre I, partie 3.2). Les données sont rapportées à l'UF (cf. Tab. 8).

Tableau 8: Données d'inventaire pour l'étape de combustion pour une tonne de bois vert (UF).

Emissions	Sortants	Unité	S1	S2	S3
HAPs (émissions gazeuses+ particulaires)	Fluoranthène	µg	55 000	24 000	25 200
	Benzo[a]Anthracène	µg	20 000	9 000	7 200
	Benzo[b]Fluoranthène	µg	40 000	12 000	23 400
	Benzo[k]Fluoranthène	µg	10 000	9000	4 800
	Benzo[a] Pyrène	µg	30 000	<LOQ ^a	21 000
	Indeno [1,2,3-c,d]Pyrène	µg	85 000	18 000	18 600
	Dibenzo[a,h]Anthracène	µg	30 000	<LOQ ^a	2 400
	Benzo[g,h,i]Pérylène	µg	60 000	6 000	48 600
Emissions gazeuses	CO ₂ (biogénique)	kg	1 647	1 911	950
	CO	g	13 320	6 300	1 938
	NO	mg	437 400	445 200	816 000
	THC	mg	180 000	259 200	<LOQ ^a
	CH ₄	mg	301 200	367 200	119 400
Particules totales en suspension	TSP	mg	138 240	11 880	248 400
Teneur en carbone des TSP	OC	mg	327 600	16 200	n.m ^b
	EC	mg	48 000	12 600	n.m ^b

^aLOQ : Limite de quantification

^bn.m : non mesuré

Dans cette étude huit HAP sont mesurés par le laboratoire GRE, dont les quatre HAP (BaP, Benzo(b)Fluoranthène, Benzo(k)Fluoranthène et Indenol(1,2,3-cd) pyrène) concernés par le protocole d'Aarhus de 1998 sur les polluants organiques persistants (POPS) et par le règlement n°850/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril

2004. Les quatre autres HAP considérés sont : Benzo(g,h,i)Pérylène, Fluoranthène, Dibenzo(a,h)Anthracène, Benzo(a)Anthracène [11], [167].

4. Analyse d'impact de cycle de vie des scénarios S1, S2 et S3

4.1 Evaluation d'impact de cycle de vie

Sur la base des données d'inventaire, Simapro produit un tableau d'ICV. Ce tableau contient des centaines de "flux élémentaires" qui représentent les émissions et les extractions vers et depuis les différents compartiments de l'environnement (air, eau, sol). Ces flux élémentaires sont ensuite classés et liés aux catégories d'impact correspondantes en fonction de leurs contributions aux différents impacts environnementaux. Les impacts peuvent être directs ou indirects. Les impacts directs sont des « *impacts résultant d'une relation de cause à effet entre une composante du projet et un élément de l'environnement* » et les impacts indirects sont des « *impacts découlant d'une modification d'un élément de l'environnement ayant subi un impact direct* ». [168], [169].

Tous les impacts directs et indirects associés à ces flux ne peuvent pas être pris en compte à cause de l'impossibilité d'étendre l'arbre des processus au-delà d'un niveau raisonnable. La réalisation d'une troncature du système est inévitable dans ce cas [170]. Dans ce qui suit la caractérisation des émissions et leur contribution aux différents impacts sont présentées. La troncature adoptée est de 0,11 % pour les différents catégories d'impacts. La valeur de 0,11% est la valeur minimale pour laquelle les impacts sont significatifs.

4.2 Résultats du scénario S1

L'étude de la contribution des différents processus du scénario S1 aux cinq catégories d'impact intermédiaires retenues montre que les étapes de transport (vers les industries de production et vers les clients) et de production des bûches sont les moins contributrices aux impacts (cf. Fig. 16).

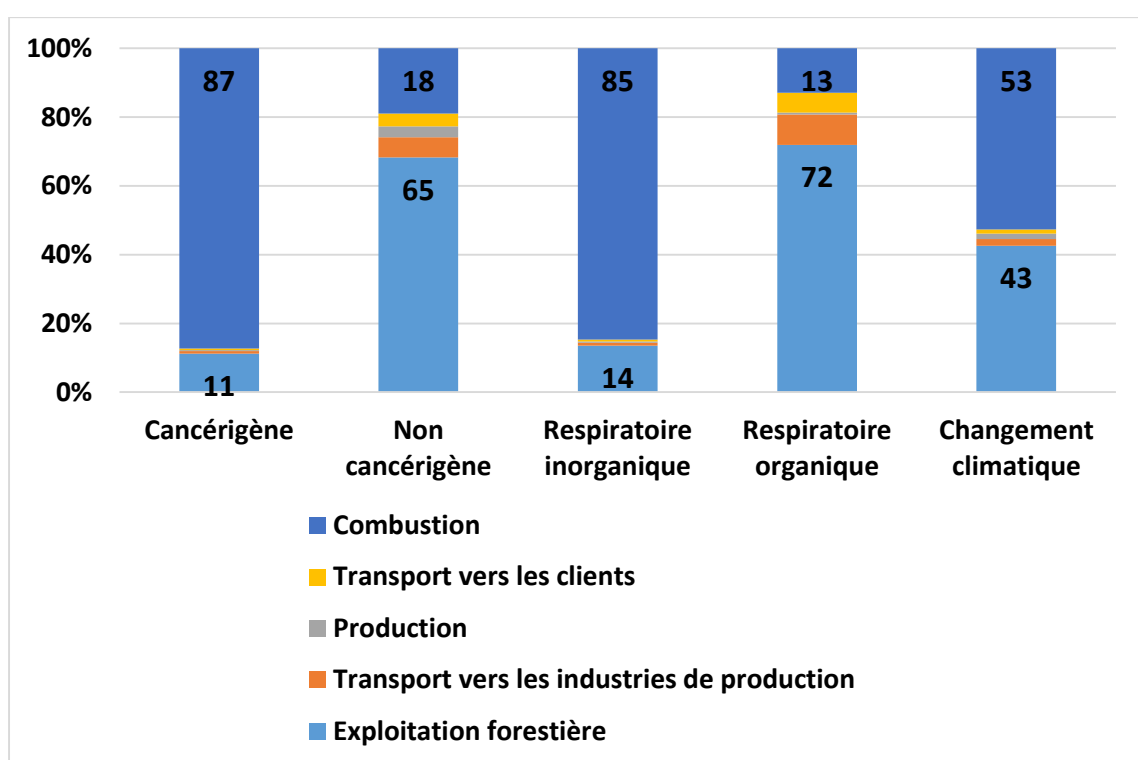


Figure 16: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique pour le S1.

4.2.1 Effets cancérigènes

La combustion contribue à 87% de la totalité de l'impact cancérigène lié aux émissions de BaP (cf. Fig.16 et 17). Le BaP est l'un des HAP les plus toxiques et les plus cancérigènes. Bien qu'émis en faibles quantités, les HAPs sont régulièrement surveillés pour leurs effets cancérigènes et mutagènes sur l'homme [58]. La combustion du bois pour le chauffage domestique est une source majeure de HAP présents dans l'atmosphère [37]. Parmi les molécules Polluantes Organiques Persistantes (POP), les PolyChloro-Dibenzo-Dioxines (PCDD) sont classées par l'OMS comme des molécules non mutagènes potentiellement cancérigènes pour l'homme sur la base d'expérimentations animales et par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) comme des molécules cancérigènes pour l'homme. Ces molécules sont émises par plusieurs processus de combustion, y compris la production de chaleur à partir de biomasse. La contribution de ces molécules à l'impact cancérigène dans notre étude n'est pas mise en évidence car leurs facteurs d'émission sont très faibles et sous la limite de quantification lors de quelques expériences à l'échelle du laboratoire. La caractérisation des émissions cancérigènes du scénario S1 est présentée dans la figure 17. 83% des impacts

cancérogènes proviennent des émissions directes de BaP dans l'air provenant de la combustion. Les hydrocarbures aromatiques restants dans l'air (4%) proviennent de l'étape d'exploitation forestière à cause de l'utilisation des combustibles fossiles. Les autres émissions vers l'eau et vers l'air proviennent des différents processus élémentaires du système et leur contribution aux effets cancérogènes est relativement faible.

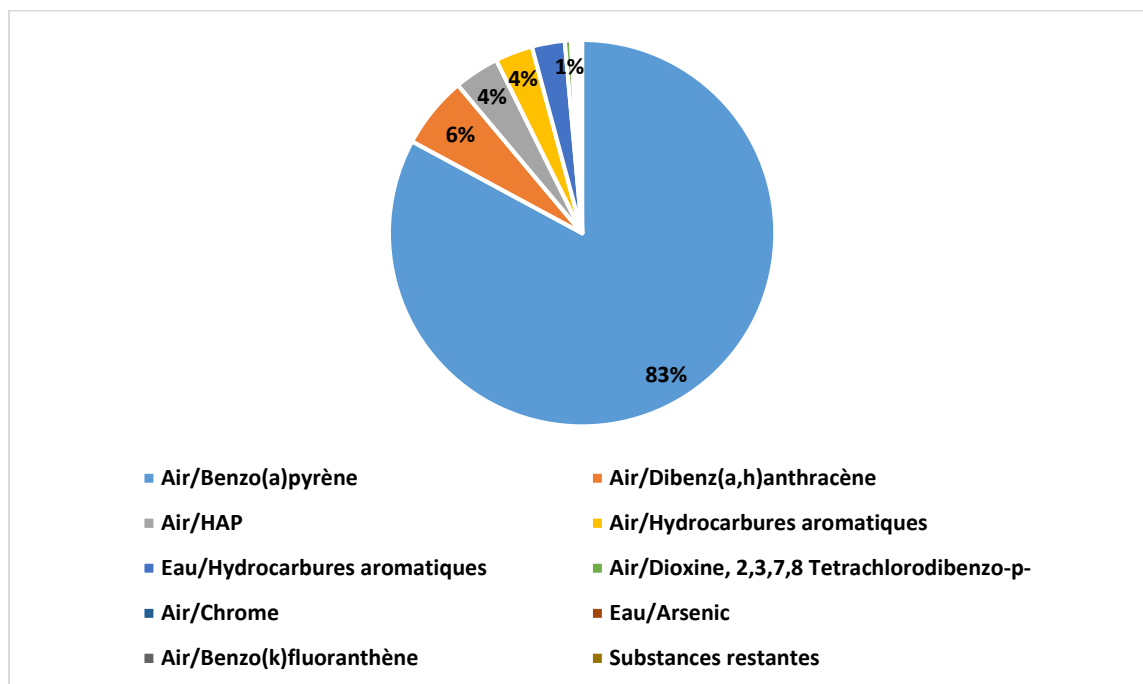


Figure 17: La caractérisation des émissions cancérogènes du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.2.2 Effets non cancérogènes

L'étape d'exploitation forestière contribue à 65% de la totalité des effets non cancérogènes principalement suite aux émissions d'Arsenic (As) et de 2,3,7,8 TetrachloroDibenzoDioxin (2,3,7,8 TCDD) dans l'air (cf. Fig. 16 et 18). Ces émissions proviennent de l'utilisation des combustibles fossiles et de la fabrication de l'abatteuse et du porteur. L'As étant présent sous forme de traces métalloïdes dans les combustibles fossiles, il est émis dans l'eau suite à l'utilisation d'électricité qui est un processus intervenant dans l'exploitation forestière pour l'abatteuse et le porteur. La base de données Ecoinvent 3.4 pour l'étape d'exploitation forestière prend en compte les différents types de production d'électricité dans le monde. L'électricité produite en brûlant du charbon dans des centrales à charbon est responsable de l'impact non cancérogène. Les processus élémentaires impliqués dans l'émission de l'As dans l'eau sont

présentés dans l'annexe 1. La 2,3,7,8 TCDD est détectée dans l'air suite à l'utilisation du fer fritté pour la fabrication du porteur et de l'abatteuse. Les processus de combustion associés à la fabrication du fer et de l'acier sont des sources de Dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD) et de Dibenzofuranes polychlorés (PCDF) et les processus élémentaires correspondants sont présentés dans l'annexe 2. L'As pénètre dans le corps humain via la chaîne alimentaire surtout suite à l'ingestion d'eau contaminée. L'effet sur la santé peut varier des lésions cutanées à l'empoisonnement du foie, des reins et de l'estomac [171]. Du Baryum (Ba) dans l'eau provenant des rejets de l'eau des raffineries de pétrole lors de la production de Diesel apparaît dans l'étape de l'exploitation forestière et contribue à 11% des effets non cancérigènes.

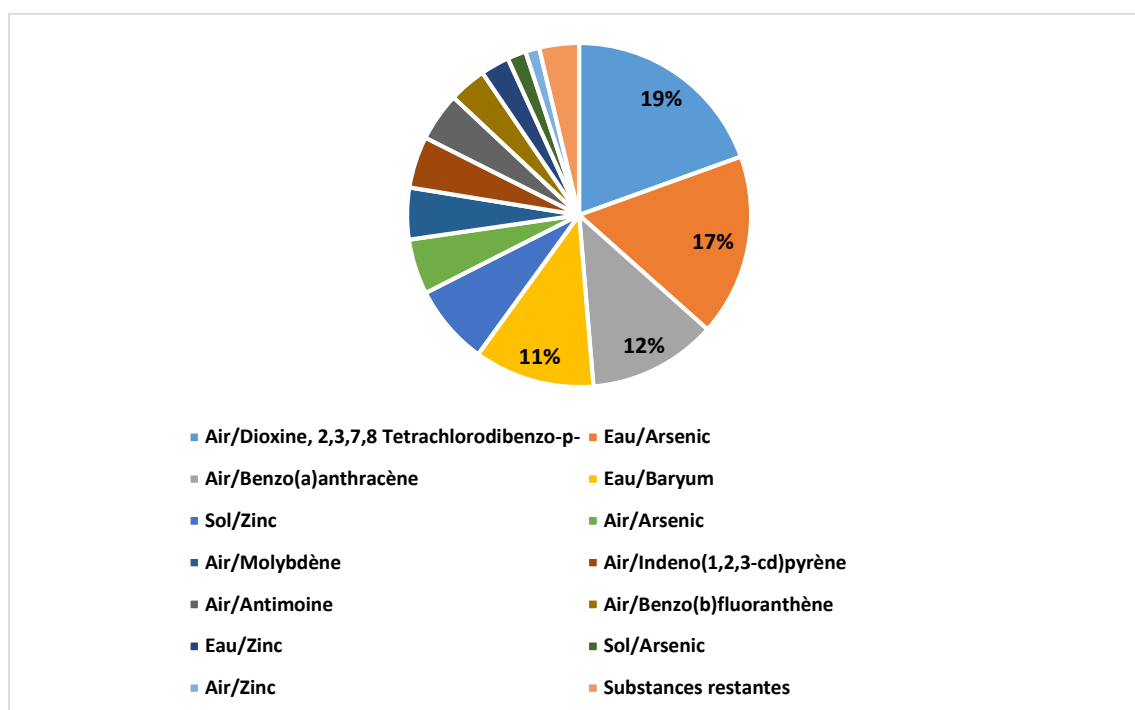


Figure 18: La caractérisation des émissions non cancérigènes du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.2.3 Effets respiratoires inorganiques

85% de la totalité des effets respiratoires inorganiques sont causés par l'étape de combustion suite aux émissions de NOx et de PM dans l'air (cf. Fig. 16). Les NOx sont des irritants respiratoires et peuvent conduire à l'altération de la fonction respiratoire. La figure 19 montre une contribution des NOx qui proviennent de l'azote initialement présent dans le combustible (cf. chap.1 parag. 3.4.5).

En outre, l'émission de particules a attiré l'attention des autorités et des organisations chargées de la qualité de l'air. La taille influence le degré de pénétration des particules dans l'organisme. L'exposition aux PM augmente les symptômes respiratoires, tels que l'irritation des voies respiratoires, la toux ou la difficulté à respirer. Les particules peuvent pénétrer dans le système respiratoire humain si elles sont de petite taille. Ainsi, les particules d'un diamètre supérieur à 10 μm arrêtent leur progression dans le système ciliaire du nez, alors que les particules intermédiaires (3 à 10 μm) se déposent sur l'arbre pulmonaire (pathologies respiratoires) et que les plus fines atteignent les alvéoles pulmonaires (pathologies cardiovasculaires puisque les alvéoles pulmonaires sont le siège des échanges entre l'air inspiré et le sang) [172].

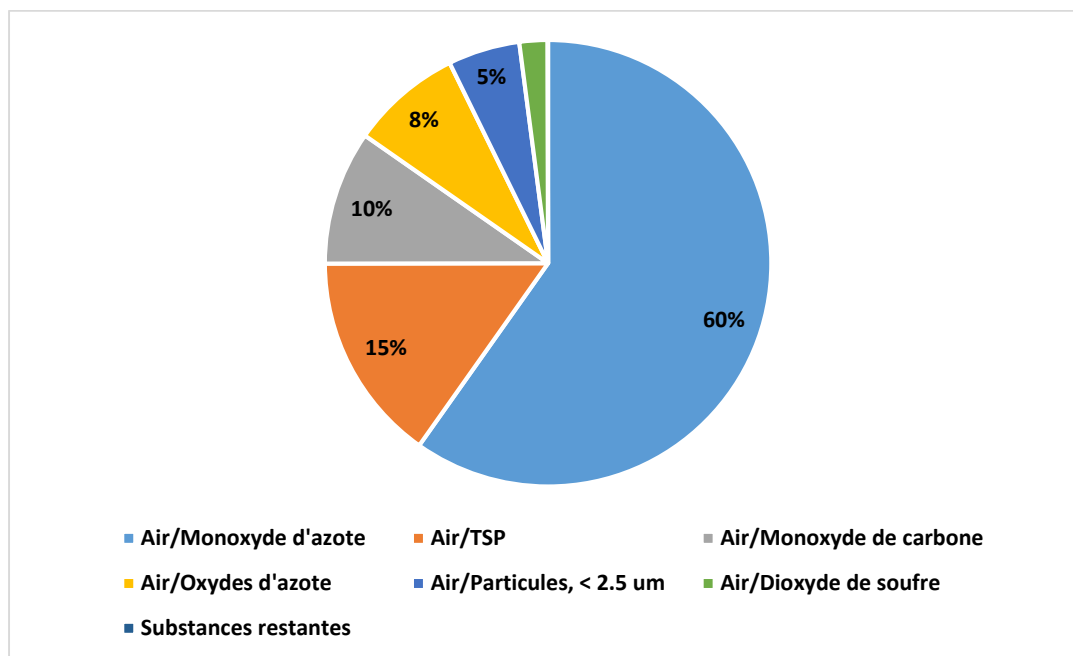


Figure 19: La caractérisation des émissions respiratoires inorganiques du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.2.4 Effets respiratoires organiques

Les COVNM dans l'air résultant de l'utilisation de combustibles fossiles, en particulier du diesel pour l'abatteuse et le porteur, pendant la phase d'exploitation forestière (72% de l'impact total) sont les plus contributeurs à l'effet respiratoire lié aux composés organiques (cf. Fig.16 et 20). La combustion incomplète des hydrocarbures présents dans le diesel provoque des émissions de COV [173], [174]. Les impacts sur la santé varient de l'asthme aux infections des voies respiratoires inférieures [175].

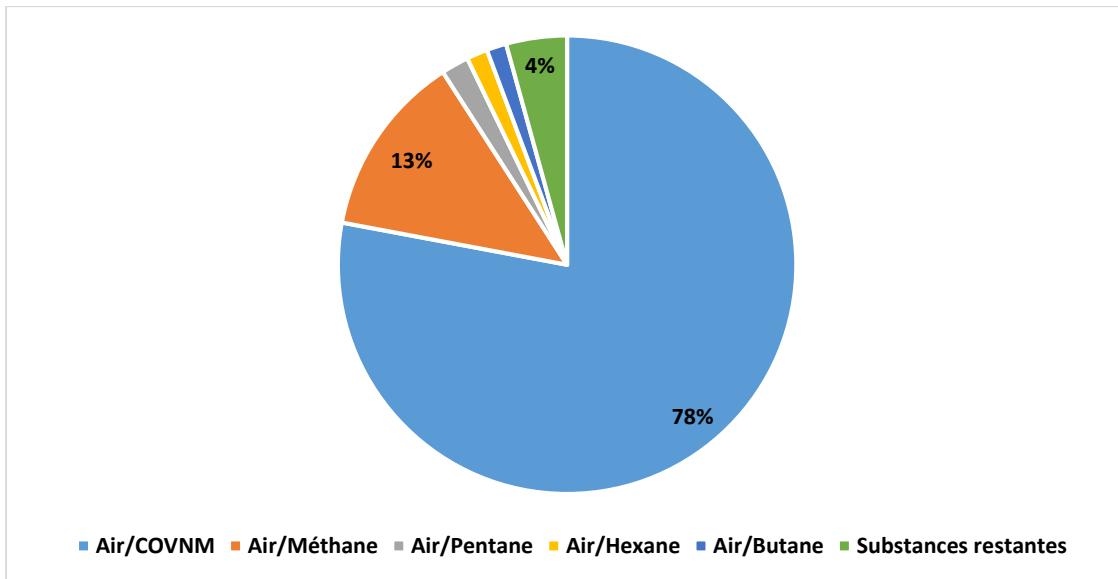


Figure 20: La caractérisation des émissions respiratoires organiques du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.2.5 Changement climatique

En ce qui concerne le changement climatique, l'étape de combustion y contribue à 53% de l'impact total sachant que les émissions de CO₂ issues du combustible biomasse ne sont pas comptabilisées car ce gaz est considéré comme biogénique et prend part à la neutralité carbone (cf. Fig. 16). La contribution au changement climatique de la combustion est liée aux émissions de CO et CH₄ qui sont des produits de la combustion incomplète et dont le Pouvoir de Réchauffement Global (PRG) est important comparativement à celui de CO₂. Les émissions de CO sont un indicateur de la qualité de la combustion de bois. C'est le principal indicateur d'une combustion incomplète du bois causée par un manque d'oxygène. En outre, 45% du changement climatique est causé par l'exploitation forestière. Cela est dû aux émissions de CO et de CO₂ provenant du diesel utilisé pour l'abatteuse et le porteur (cf. Fig. 21). Ce carburant étant fossile, les émissions de CO₂ ne rentrent pas dans la neutralité carbone.

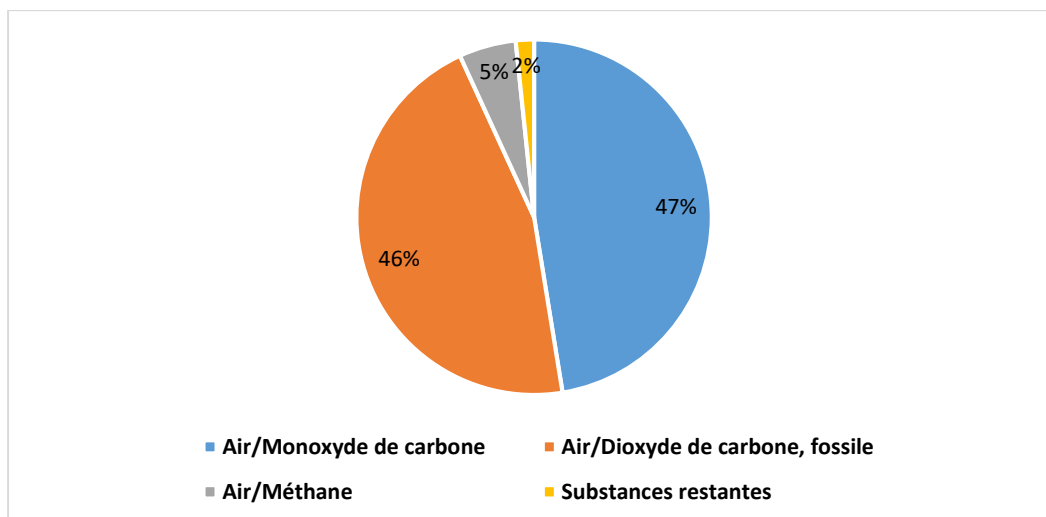


Figure 21: La caractérisation des émissions du changement climatique du scénario S1 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.3 Résultats du scénario S2

La figure 22 présente la contribution des différents processus du système aux effets sur la santé et le changement climatique. L'étape d'exploitation forestière contribue majoritairement à tous les impacts sauf à celui des effets respiratoires inorganiques.

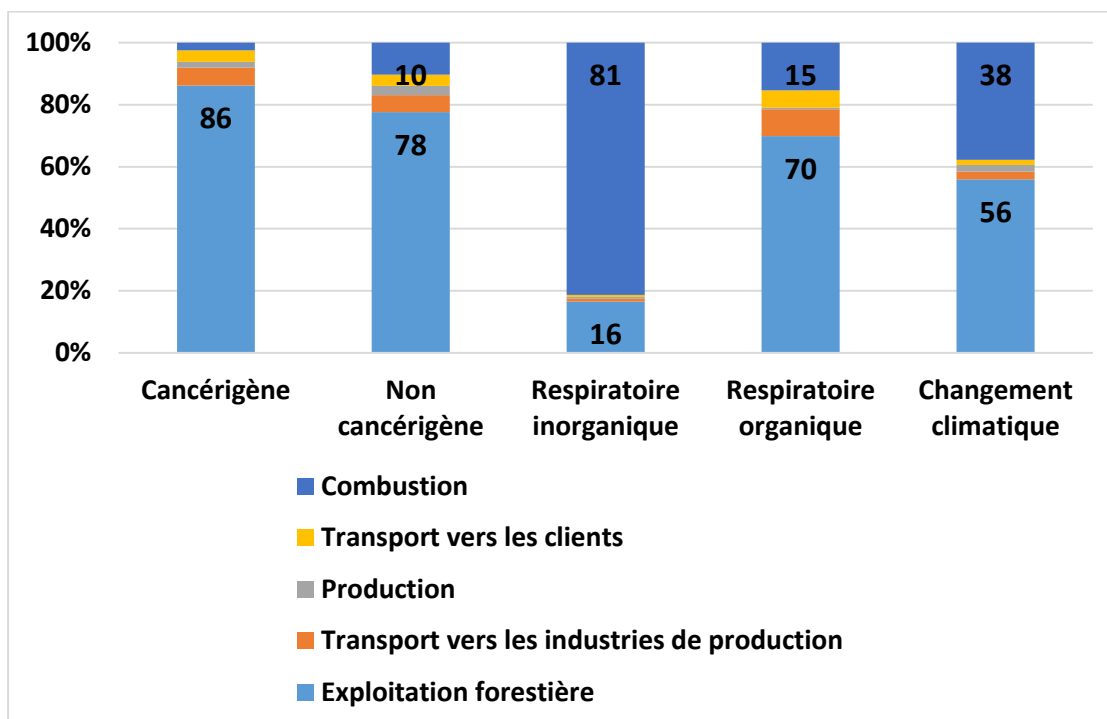


Figure 22: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au réchauffement climatique pour le S2.

4.3.1 Effets cancérigènes

L'étape d'exploitation forestière contribue à 86% de la totalité de l'effet cancérigène suite aux émissions des HAPs dans l'air (cf. Fig. 22 et 23). Les HAPs proviennent de l'étape d'exploitation forestière spécifiquement de l'acier et de la production du fer fritté utilisé pour la fabrication de l'abatteuse et du porteur. Les hydrocarbures aromatiques non spécifiés dans l'air proviennent de l'utilisation des combustibles fossiles. Les autres émissions proviennent des différents processus impliqués dans le système.

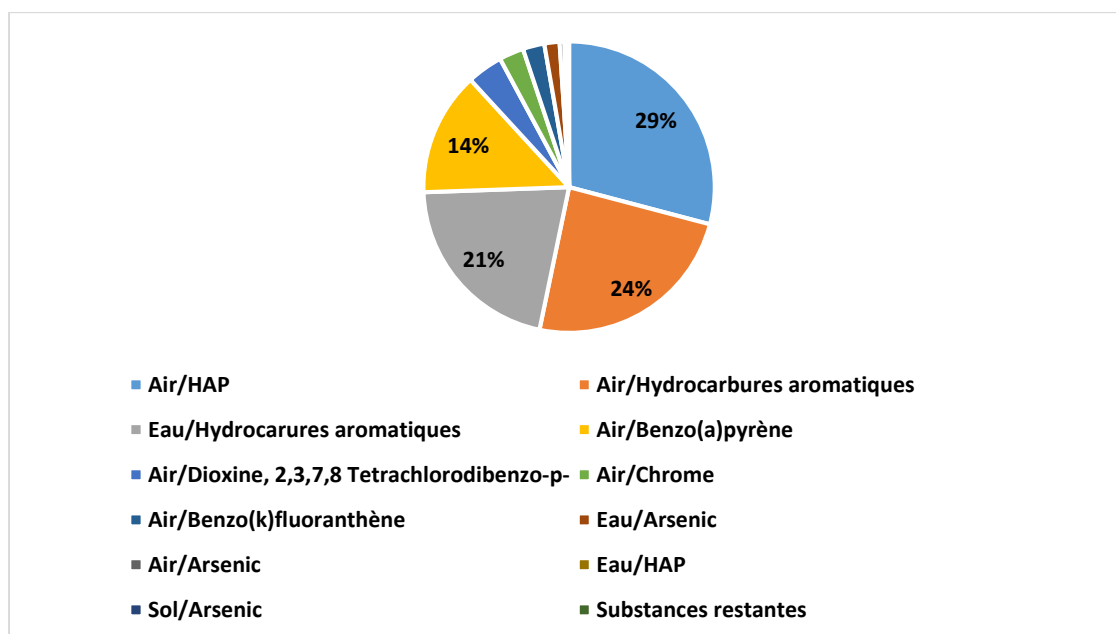


Figure 23: La caractérisation des émissions cancérigènes du scénario S2 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.3.2 Effets non cancérigènes

Les effets non cancérigènes sont causés à 78% par l'étape d'exploitation forestière principalement suite aux émissions d'As dans l'eau et du 2,3,7,8 TCDD dans l'air (cf. Fig. 24). Comme cela a déjà été décrit pour le scénario S1, ces émissions proviennent de l'utilisation des combustibles fossiles et de la production de l'abatteuse et du porteur.

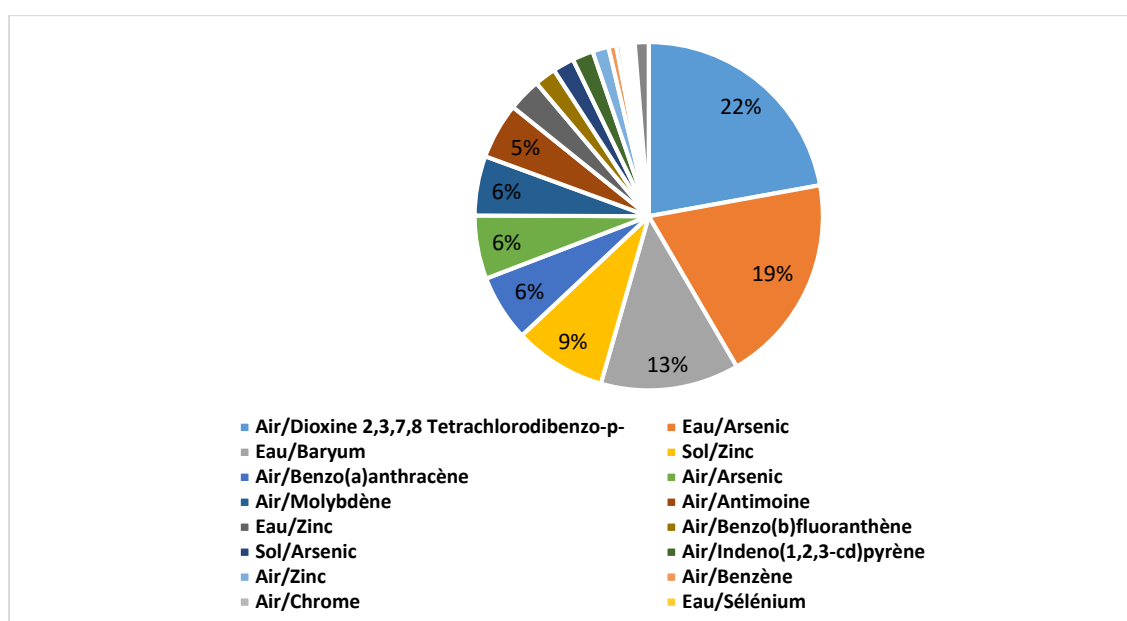


Figure 24: La caractérisation des émissions non cancérogènes du scénario S2 en kg $C_2H_3Cl_{ea}$ (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.3.3 Effets respiratoires inorganiques

81% des effets respiratoires liés à des composés inorganiques sont causés par l'étape de combustion suite aux émissions de NOx et des particules dans l'air (cf. Fig. 25).

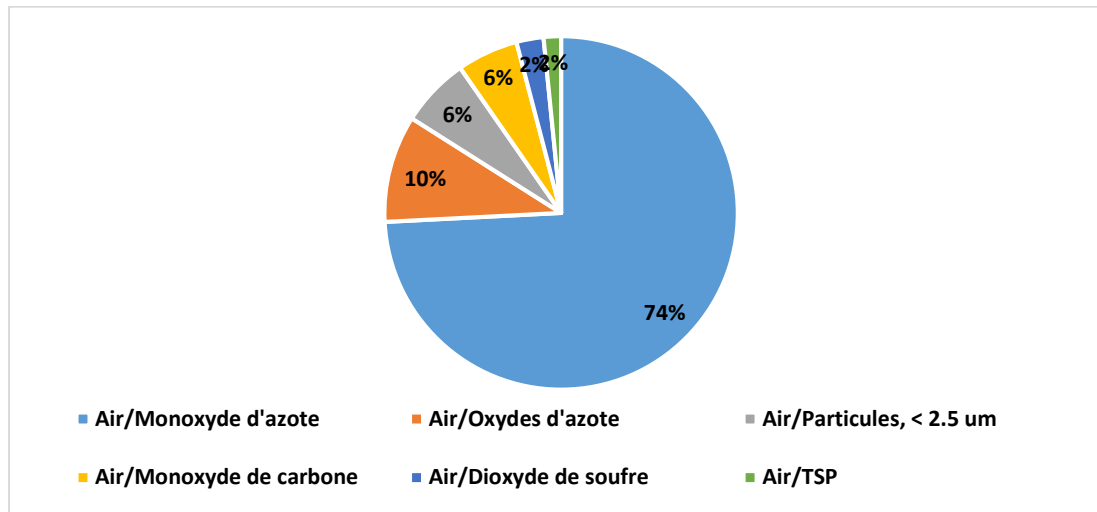


Figure 25: La caractérisation des émissions respiratoires inorganiques du scénario S2 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.3.4 Effets respiratoires organiques

Les COVNM dans l'air résultant de l'utilisation de combustibles fossiles, en particulier le diesel pour l'abatteuse et le porteur, pendant la phase d'exploitation

forestière sont les plus contributeurs à l'impact respiratoire organique avec un pourcentage de 70% (cf. Fig. 26).

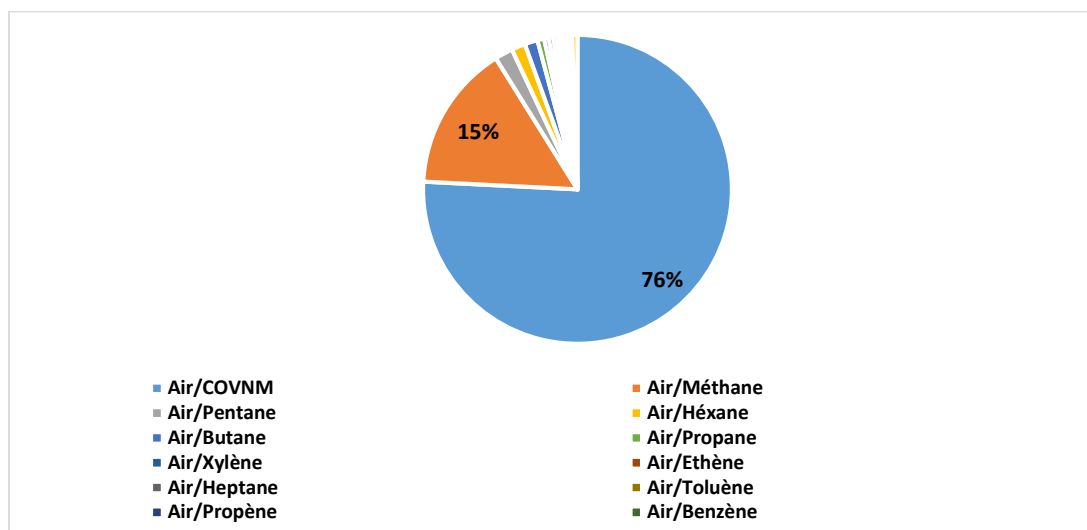


Figure 26: La caractérisation des émissions respiratoires organiques du scénario S2 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+)

4.3.5 Changement climatique

Le changement climatique est causé par les émissions de CO₂ et du CO dans l'étape d'exploitation forestière qui contribue à 56% de la totalité d'impact (cf. Fig.22 et 27).

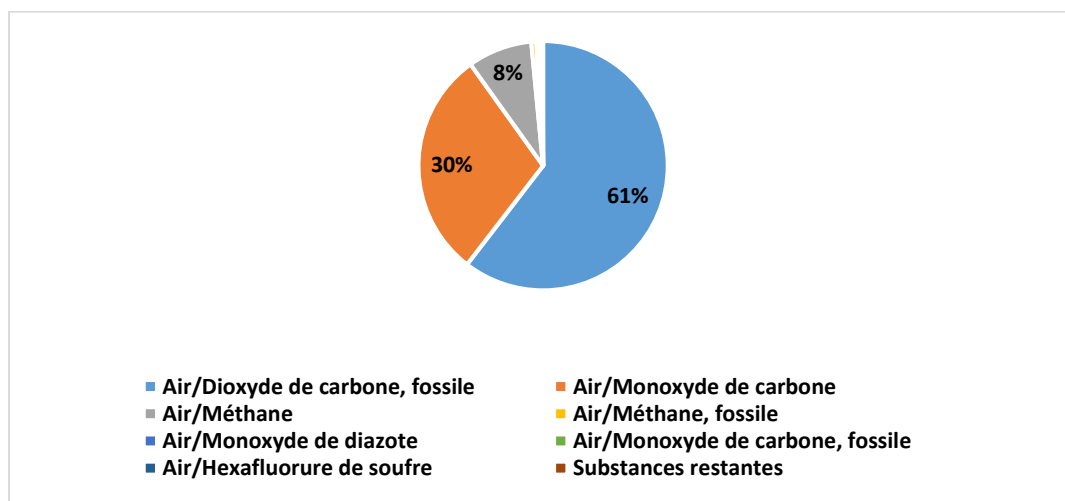


Figure 27: La caractérisation des émissions du changement climatique du scénario S2 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+.)

4.4 Résultats du scénario S3

La contribution relative de chaque processus élémentaire à la totalité de chaque impact pour le scénario S3 a été évaluée et présentée dans la figure 28. La contribution relative de chaque processus élémentaire à la totalité de chaque impact pour le scénario S3 montre que pour les cinq impacts intermédiaires (cancérigènes, non cancérigènes,

respiratoire inorganique, respiratoire organique et changement climatique), les étapes de transport et d'exploitation forestière présentent la plus faible contribution aux impacts totaux (cf Fig. 28). Cependant, la contribution de l'étape de production des granulés est particulièrement importante pour toutes les catégories d'impact.

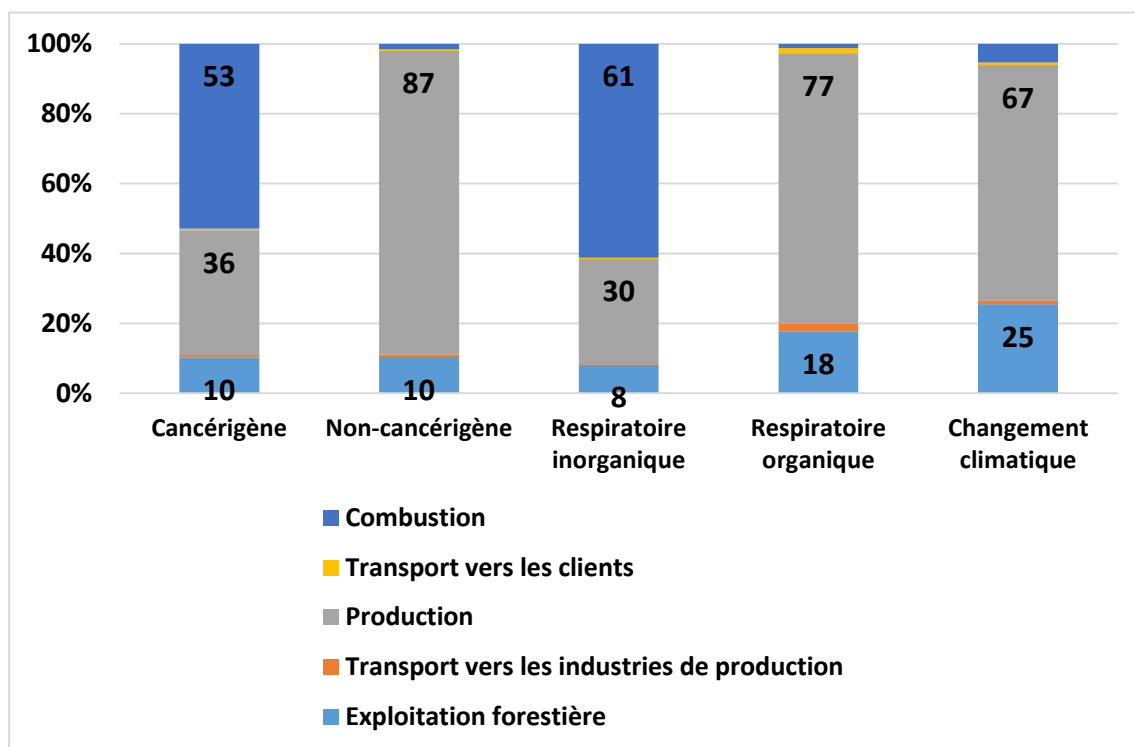


Figure 28: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au réchauffement climatique pour le S3.

4.4.1 Effets cancérigènes

Pour les effets cancérigènes, ce sont les HAP émis dans l'air par la combustion qui contribuent le plus (82%) avec une participation du BaP à hauteur de 54% (cf. Fig.28 et 29).

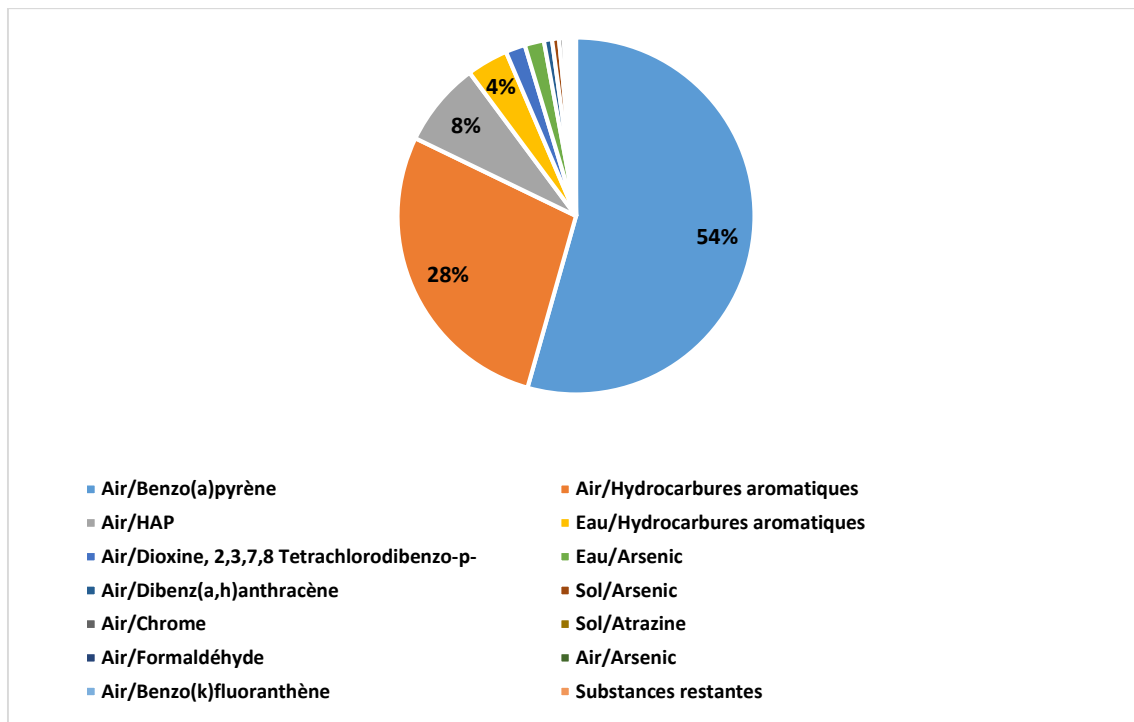


Figure 29: La caractérisation des émissions cancérigènes du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

La figure 28 montre la contribution de la production de granulés aux effets cancérigènes à hauteur de 36%. Il s'agit dans ce processus de l'étape d'emballage. Les films d'emballage en polyéthylène sont fabriqués à partir de granulés de polyéthylène. Après la production des granulés de polyéthylène, les déchets sont incinérés entraînant des émissions d'hydrocarbures responsables de l'impact cancérigène. Les processus élémentaires impliqués dans les émissions des HAP dans l'air sont détaillés en annexe 3.

4.4.2 Effets non cancérigènes

L'étape de production des granulés contribue à 87% des effets non cancérigènes : des émissions de zinc (Zn) sont détectées et sont attribuées à l'utilisation de l'amidon comme agent liant. L'amidon utilisé provient du maïs, qui utilise le Zn comme engrais pour sa croissance [176], ce qui permet d'expliquer sa présence dans le compartiment sol et son impact via la chaîne alimentaire (cf. Fig. 30). L'annexe 4 montre les processus élémentaires responsables aux émissions de Zn dans le sol.

En outre, des émissions d'As dans l'eau sont observées suite à l'utilisation de l'électricité dans le processus de production des granulés. La base de données Ecoinvent 3.4 pour l'étape de production des granulés, prend en compte les différents types de production d'électricité dans le monde. L'électricité produite en brûlant du charbon dans des

centrales à charbon est responsable de l'impact non cancérigène. Les processus élémentaires impliqués dans les émissions d'As dans l'eau sont présentés en annexe 5. Le charbon n'est pas particulièrement un matériau toxique, mais après sa combustion, l'As reste dans les cendres volantes dont les retombées peuvent contaminer les eaux souterraines [122].

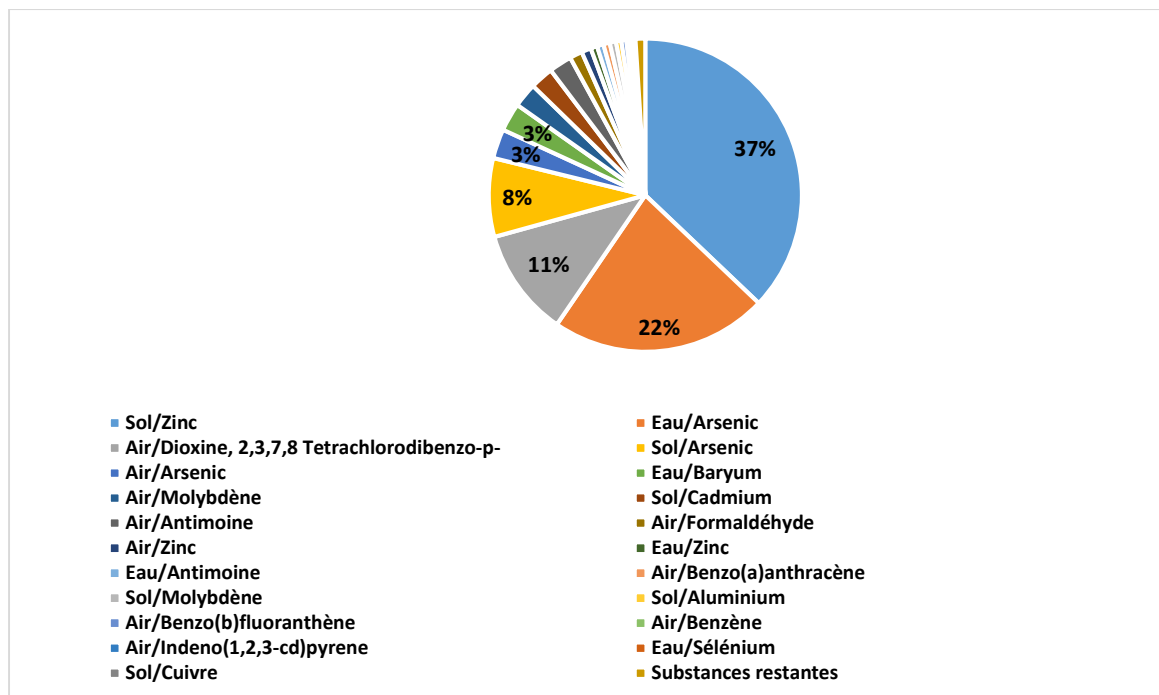


Figure 30: La caractérisation des émissions non cancérigènes du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.4.3 Effets respiratoires inorganiques

Aussi bien pour les scénarios S1 et S2, la phase de combustion contribue le plus aux effets respiratoires inorganiques suite aux émissions de NOx et de PM (cf. Fig. 31).

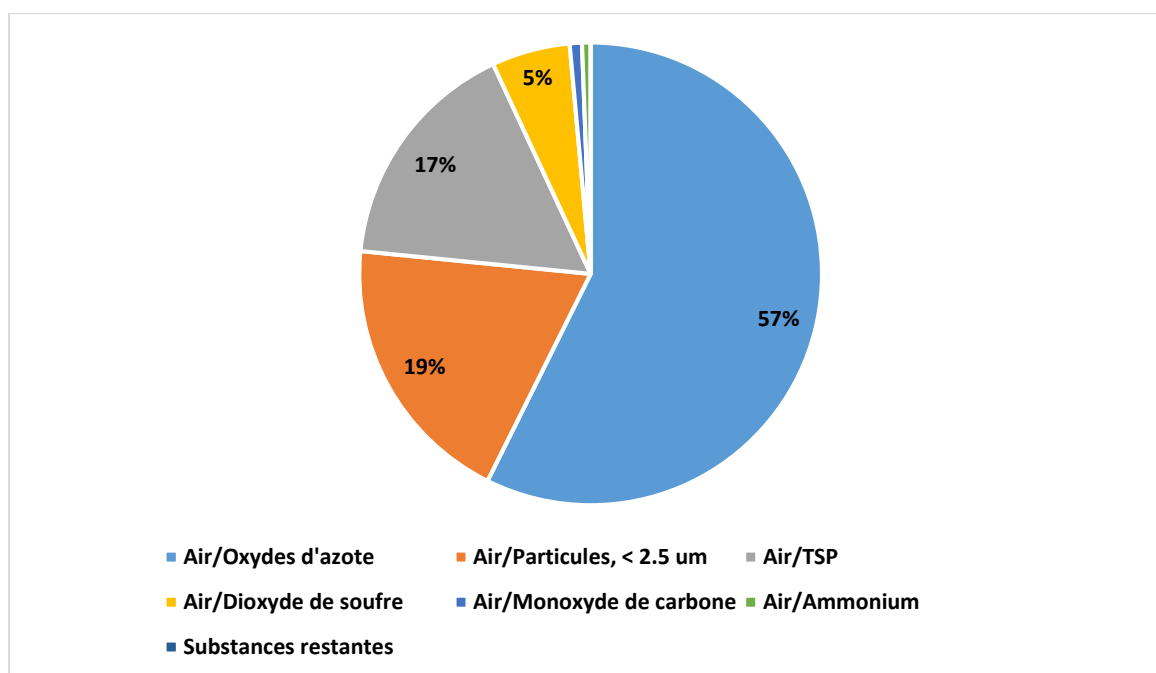


Figure 31: La caractérisation des émissions r du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+)

4.4.4 Effets respiratoires organiques

Les COVNM provenant de l'utilisation de l'électricité pendant le processus de production des granulés pour le système de poêle à granulés (77% de l'impact total) provoquent des effets respiratoires organiques (cf. Fig. 28 et 32). Les processus élémentaires sont détaillés en annexe 6. 22% de l'électricité consommée dans le monde provient du gaz naturel, qui est une source anthropique de COVNM [177].

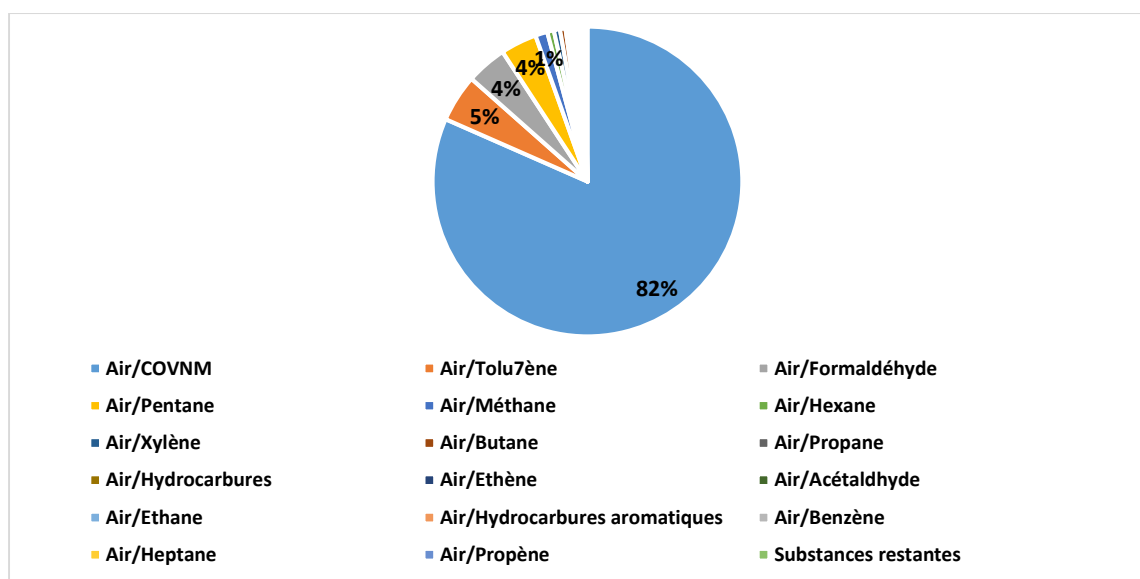


Figure 32: La caractérisation des émissions respiratoires organiques du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.4.5 Changement climatique

L'utilisation d'électricité dans le processus de production de granulés contribue à 67% de l'impact sur le changement climatique, à cause des émissions de CO₂ et de CH₄ provenant de l'électricité produite à partir du charbon (cf. Fig. 28 et 33). En comparant la contribution des différents processus dans chaque système, nos résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Quinteiro et al. [13], qui ont également considéré les limites du système depuis l'exploitation forestière jusqu'à l'étape de combustion. Dans leur étude, on constate que pour les poêles à bûches, l'étape de combustion contribue le plus au changement climatique et aux effets sur la santé humaine. Cette contribution est due aux différents polluants directement émis lors de l'étape de combustion du bois. En revanche, pour le système de poêle à granulés, c'est l'étape de production des granulés qui contribue le plus au changement climatique surtout suite aux émissions de CH₄ liées à l'utilisation de l'électricité à partir du charbon.

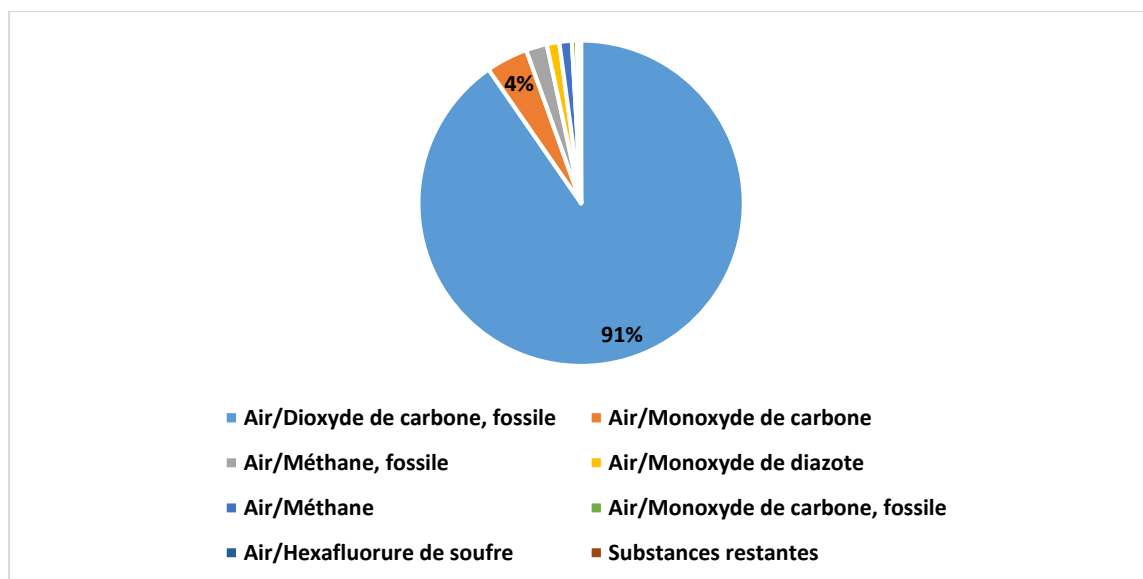


Figure 33: La caractérisation des émissions du changement climatique du scénario S3 en pourcentage (Simapro 8.5_Méthode IMPACT 2002+).

4.5 Etude comparée des impacts des 3 scénarios.

Comme cela a été indiqué dans la définition du champ de l'étude, les scénarios S1, S2 et S3 présentent des processus élémentaires identiques : les opérations forestières et les transports vers les industries de production et vers les clients. Seules les étapes de production du combustible et de combustion diffèrent. Pour chaque catégorie d'impact et chaque processus élémentaire, les scores d'impact ont été calculés par Simapro en

utilisant les facteurs de caractérisation. Les facteurs de caractérisation sont ensuite multipliés par les masses des substances émises dans une catégorie d'impact. Ainsi les impacts potentiels pour cette catégorie d'impact sont calculés. Le score d'impact, exprimé en unités d'équivalents chimiques, est fourni de la somme de ces impacts (cf. Chap. 1 Paragraphe 5.1) (Thériault, 2011). Le tableau 9 donne les résultats de l'évaluation d'impact en unités équivalentes pour chaque scénario. Les unités équivalentes dépendent de la méthode d'AICV choisie. Dans la méthode IMPACT 2002+ les effets cancérigènes et non cancérigènes sont exprimés en $\text{kgC}_2\text{H}_3\text{Cl}_{\text{eq}}$, les effets respiratoires inorganiques en $\text{kg PM}_{2,5\text{eq}}$, les effets respiratoires organiques en $\text{kgC}_2\text{H}_4\text{eq}$ et le changement climatique en $\text{kg CO}_{2\text{eq}}$.

Tableau 9: les résultats d'impact obtenus des scénarios S1,S2 et S3 en unité équivalent.

	Unité		Total	Exploitation forestière	Transport vers les industries de production	Production	Transport vers les clients	Combustion
Cancérigène	$\text{kg C}_2\text{H}_3\text{Cl}_{\text{eq}}$	S1	1,31	0,15	0,01	0,003	0,01	1,14
		S2	0,17	0,15	0,01	0,003	0,01	0,004
		S3	1,43	0,15	0,01	0,51	0,01	0,76
Non cancérigène	$\text{kg C}_2\text{H}_3\text{Cl}_{\text{eq}}$	S1	0,15	0,12	0,01	0,01	0,01	0,02
		S2	0,15	0,12	0,01	0,01	0,01	0,02
		S3	1,16	0,12	0,01	1,00	0,01	0,02
Respiratoire inorganique	$\text{kg PM}_{2,5\text{eq}}$	S1	0,14	0,02	0,001	0,001	0,001	0,12
		S2	0,12	0,02	0,001	0,001	0,001	0,10
		S3	0,24	0,02	0,001	0,07	0,001	0,14
Respiratoire organique	$\text{kg C}_2\text{H}_4\text{eq}$	S1	0,01	0,01	0,001	0,0001	0,001	0,002
		S2	0,01	0,01	0,001	0,0001	0,001	0,002
		S3	0,06	0,01	0,001	0,04	0,001	0,0007
Changement climatique	$\text{kg CO}_2\text{eq}$	S1	44,09	18,78	0,85	0,71	0,55	23,20
		S2	33,57	18,78	0,85	0,71	0,55	12,68
		S3	73,74	18,78	0,85	49,62	0,55	3,95

Les effets cancérigènes, non cancérigènes, respiratoires inorganiques et organiques ont été exprimés lors d'études antérieures dans des unités et par des méthodes différentes des nôtres. Cela rend la comparaison entre les résultats obtenus dans notre étude et ceux de la littérature compliquée. Les résultats varient en fonction des limites du système, des catégories d'impacts analysées et de la méthode d'évaluation d'impact choisis. Dans notre étude, pour une tonne de bois vert, l'étape d'exploitation

forestière provoque 0,15 kg C₂H₃Cleq, 0,12 C₂H₃Cleq, 0,02 kg PM_{2.5}eq, et 0,01 kg C₂H₄eq respectivement pour les impacts cancérigènes, non cancérigènes, respiratoires organiques et respiratoires inorganiques (cf. Tab. 9).

Plusieurs chercheurs se sont intéressés au changement climatique des différentes étapes du système (de l'exploitation forestière à la combustion) exprimé en kgCO₂eq. L'impact des opérations forestières sur le changement climatique est de 18,8 kg CO₂eq pour les trois scénarii, ce qui est comparable à celui obtenu par l'étude d'Abbas et Handler dans le Tennessee (17,7 kg CO₂eq pour un système de récolte utilisant une abatteuse-groupeuse de consommation de 4,3L/ tonne de bois vert) [73]. Les impacts des opérations forestières sur le changement climatique obtenus dans la littérature varient entre 15 et 24 kg CO₂eq/ tonne de bois vert (15,2 kg CO₂eq/ tonne de bois vert [180] ; 17,4 kg CO₂eq/tonne de bois vert [181] et 23,8 kg CO₂eq/tonne de bois vert [182]. Un meilleur système d'exploitation dépend du type des machines utilisées (abatteuse, porteur, tracteur), de leur consommation de carburant fossile, des heures de machines productives et des catégories d'impact étudiées [74] . Pour le transport, une distance totale de 100 km est considérée (somme des distances vers les industries de production et vers les clients). L'impact du transport sur le changement climatique reste identique pour les trois scénarios. Le tableau 9 montre que la contribution des étapes de transport au changement climatique pour une distance totale (vers les industries de production et vers les ménages) de 100 km est de 0,85 kg CO₂eq/tonne de bois vert. Nos résultats sont très inférieurs à ceux obtenus dans la littérature. Selon Handler et al. [183], les études de sensibilité sur les distances de transport vers les zones de production et vers les ménages montrent que les émissions de GES sont de 32,3 kg CO₂eq/tonne de bois vert et de 42,3 kgCO₂eq/tonne de bois vert pour des distances de 150 km et 200 km respectivement (incluant les émissions d'un cycle de chargement et déchargement pour les trajets en camion et de deux cycles pour les trajets bimodaux et en utilisant un camion d'une capacité de 74,4 tonnes). Des résultats similaires ont été obtenus dans l'étude de Fuente et al. [76] qui montre qu'en Suède les émissions causées par le transport du bois sur 120 km sont de 20-26 kg CO₂eq/tonne de bois sec, alors que celles obtenues au Canada pour une distance de 200 km sont de 29-31 kg CO₂eq/tonne de bois sec. Les résultats varient selon la capacité du camion et la consommation du carburant et dépendent de la distance de transport considérée dans chaque étude [79], [80]. Dans notre étude, nous avons

utilisé un camion d'une capacité de 27 tonnes (inférieure à celle utilisée dans la littérature) pour le transport vers les industries de production et un petit van à faible consommation de diesel pour le transport vers les clients et notre UF est rapportée au bois vert sur pied et non au bois sec. Dans notre étude, la consommation de carburant de l'abatteuse et du porteur est respectivement 2,4 L/tonne de bois vert et 2,2 L/tonne de bois vert.

Pour l'étape de combustion, et avant de comparer les résultats de l'ACV avec la littérature, il est d'abord important de comparer les résultats bruts des émissions. Les émissions de HAP dans S1 et S2 des installations à bûches sont entre 9 000 et 85 000 μg par tonne de bois vert (cf. Tab. 8), et sont inférieures à celles présentées dans la littérature. Par exemple, dans l'étude de Pettersson et al. [184], un poêle à bois à tirage naturel, dont la puissance calorifique nominale est de 9 kW, a été utilisé. Il s'agissait d'un poêle couramment installé en Suède et qui représente le marché scandinave. En Suède, ce sont principalement des bûches de bouleau, de pin et d'épicéa qui sont brûlées pour le chauffage domestique au bois. Les émissions de HAP totaux (émissions gazeuses plus particulaires) ont été enregistrées et leurs facteurs moyens correspondants étaient compris entre 37 800 et 64 800 mg par tonne de bois vert dans des conditions de combustion normales (puissance thermique nominale). Les appareils étudiés dans notre étude présentent donc des performances élevées par rapport aux appareils domestiques récents disponibles sur le marché [155]. La combustion dans un insert à bûches d'ancienne génération (1980 et 1990) engendre des émissions entre 43 200 et 54 000 mg /tonne de bois vert [8] alors que dans le cas de l'insert XP-IN 54 les facteurs d'émissions sont entre 10 000 et 85 000 μg /tonne de bois vert. Pour le poêle à granulés Hoben (S3), les concentrations mesurées en HAP (150 000 μg / tonne de bois vert) sont de même ordre de grandeur que celles obtenues par Boman et al. [41] (114 000 μg / tonne de bois vert à 228 000 μg / tonne de bois vert).

Concernant le CO_2 émis lors de l'étape de combustion, un bilan neutre a été considéré, en supposant que le CO_2 émis lors de la combustion d'une masse "m" de bois est égal au CO_2 assimilé lors de la photosynthèse par cette même masse "m". Il a ainsi été considéré que le CO_2 est biogénique [185]

Ozgen et al. ont mesuré les facteurs d'émissions de NO_x de quatre installations de bois bûches à alimentation manuelle et la valeur de NO_x obtenue est de l'ordre de 1 244

400 mg/ tonne de bois vert, valeur supérieure aux valeurs dans notre étude pour les deux installations à bûches (S1 et S2) (cf. Tab. 2). Les faibles émissions de NO_x sont liées à la teneur en azote des combustibles. En effet, seul le NO issu de l'azote présent dans le combustible est majoritairement formé. La combinaison chimique du diazote de l'air et des radicaux hydrocarbonés du combustible peuvent former du prompt NO qui n'est pas majoritaire dans la combustion du bois [9], [37]. Pour le S3, les valeurs de NO_x sont de même ordre de grandeur que celles obtenues par Ozgen et al. [9]. En effet, ces derniers obtiennent en moyenne des émissions de 712 000 mg/tonne de bois vert, lors de la combustion de granulés de bois tendres dans un poêle à granulés de 8 kW.

Les concentrations de CO obtenues sont en accord avec les valeurs imposées par le label français « Flamme Verte 7 étoiles » et sont très faibles par rapport aux valeurs moyennes des installations de chauffage domestiques au bois les plus anciennes des années 80 et 90 dont une grande partie est encore en fonctionnement [186]. Les facteurs d'émission de CO dans S1 et S2 sont similaires à ceux proposés par Calvo et al. pour des cheminées et des poêles récents dans des conditions similaires [187]. Pour la combustion dans le poêle à granulés (S3) les émissions de CO obtenues sont du même ordre de grandeur que celles obtenues par Boman et al. (1 083 – 1 710 g/tonne de bois vert) durant la combustion de granulés d'épicéa et de sapin dans un poêle à granules américain de 5-6 kW [41].

Les concentrations de THC en phase gazeuse pour les deux appareils à bûches sont plutôt faibles par rapport aux valeurs obtenues par Schmidl et al. avec un poêle à bois récent de puissance calorifique comparable (6,5 kW) [56]. Comme pour les composés gazeux, le facteur d'émission moyen des TSP est faible (138 240 mg/ tonne de bois vert ou 16 mg. Nm⁻³ pour S1 et 11 880 mg/tonne de bois vert ou 2 mg.Nm⁻³ pour S2 et en accord avec le niveau le plus élevé du label français "Flamme Verte 7*" (<50 mg. Nm⁻³ pour 13%vol O₂). La comparaison des facteurs d'émissions des TSP avec les données de la littérature concernant les appareils domestiques à bois modernes et à granulés sur le marché européen révèle que les données obtenues sont plus faibles au moins d'un facteur de 10 par rapport aux autres études. Par exemple, Ozgen et al. ont obtenu des valeurs de l'ordre de 1 428 à 1 836 g/tonne de bois vert pour des poêles à bois avancés et traditionnels brûlant des bûches de hêtre [9]. Les facteurs d'émissions de PM_{2,5} obtenus par Calvo et al. sont entre 2 à 14 g/kg de bois sec (1 200 à 8 400 g/tonne de bois vert)

durant la combustion du bois bûches dans un poêle moderne à contrôle d'air manuel. Pour des conditions expérimentales identiques, leurs valeurs dépendaient de la nature du combustible. Les plus faibles émissions de particules étaient obtenues en brûlant les bûches de hêtre et la valeur la plus élevée en brûlant les bûches de chêne [188]. D'autre part, l'étude menée par Ozgen et al. [9] révèle des valeurs de TSP assez élevées de l'ordre de 1 225 g/tonne de bois vert pour la combustion de granulés DIN+ dans un poêle à granulés de 8 kW. Cet écart entre les facteurs d'émission est dû aux différentes conditions de fonctionnement des appareils.

Les résultats de l'ACV obtenus révèlent que le système de poêle à granulés (S3) présente des effets cancérigènes, non cancérigènes, et un réchauffement global plus importants que celui du poêle à bûches (S2) et de l'insert à bûches (S1). Ces résultats sont comparables à ceux de Cespi et al. [14] qui ont considéré les différentes étapes (des opérations forestières à la combustion) du système de chauffage domestique au bois. Ces derniers ont comparé les impacts environnementaux de la combustion de bûches et de granulés respectivement dans un poêle à bûches et un poêle à granulés, en Italie. Selon Cespi et al. [14], en ce qui concerne le changement climatique, la combustion dans un poêle à granulés entraîne une réduction de 38% des émissions globales de CO_{2eq} par rapport au poêle à bûches. Dans notre étude la combustion dans le poêle à granulés entraîne des réductions de 83% et 69% des émissions globales de CO_{2eq} respectivement par rapport aux installations à bûches dans S1 et S2. Deux paramètres principaux permettent d'expliquer cette différence : le rendement de l'appareil et la qualité du combustible. Si les poêles à granulés fonctionnent avec des rendements supérieurs aux appareils à bûches dans le cas de l'étude de Cespi et al., dans notre étude, le poêle utilisé a fonctionné avec un rendement équivalent aux deux appareils à bûches. Les rendements de combustion étaient respectivement de 82, 79 et 78% lors des scénarios S1, S2 et S3. Dans notre étude, c'est donc la nature du combustible et particulièrement son humidité qui est un facteur d'influence. La fabrication des granulés produit un combustible très homogène en taille et en composition (taux d'humidité, taux de cendres) contrairement à la bûche. Si la longueur de la bûche est uniforme et déclinée en 25, 33, ou 50 cm pour le particulier, l'humidité peut être très variable dépendant du mode de séchage. La présence d'écorces induit également une part de minéraux importante qui vient impacter

la combustion et diminuer sa qualité avec une augmentation de la part de combustion incomplète.

Le tableau 9 montre que la production des granulés de bois a des effets cancérigènes, non cancérigènes, respiratoires inorganiques, respiratoires organiques et un changement climatique plus élevés que la production de bûches de bois.

L'étape de production des granulés a intéressé de nombreux chercheurs à cause des impacts environnementaux et sanitaires qu'elle induit [79]–[85]. Selon Laschi et al. 2016, la production de 1 kg de granulés de bois entraîne des émissions de 0,4 kgCO₂eq liées à l'utilisation d'électricité dans les étapes de broyage, de granulation et de séchage (Laschi et al., 2016). Le paragraphe 6 de ce chapitre sera dédié à une étude approfondie de l'impact de cette étape en fonction du procédé de production utilisé.

5. Etude de sensibilité de l'étape de Transport pour le S1 et le S3

Bien que la région Grand Est soit caractérisée par un approvisionnement local du bois et que les bois mobilisés sont des flux interdépartementaux, nous avons étudié l'influence sur les différents impacts du choix des distances de transport du bois vers les clients dans une analyse ACV. Trois distances de transport vers les clients ont été supposées : 50 km, 100 km et 200 km. Ces distances de transports caractérisent une petite échelle qui reste régionale comparée à la surface nationale. Elle permet des transports de combustibles vers les clients au sein d'une même région ou entre plusieurs départements transrégionaux. L'étude de sensibilité est effectuée sur le scénario S1 bûche et le scénario S3 du poêle à granulés. Les résultats de contribution des différents impacts du scénario S1 sont présentés dans la figure 34.

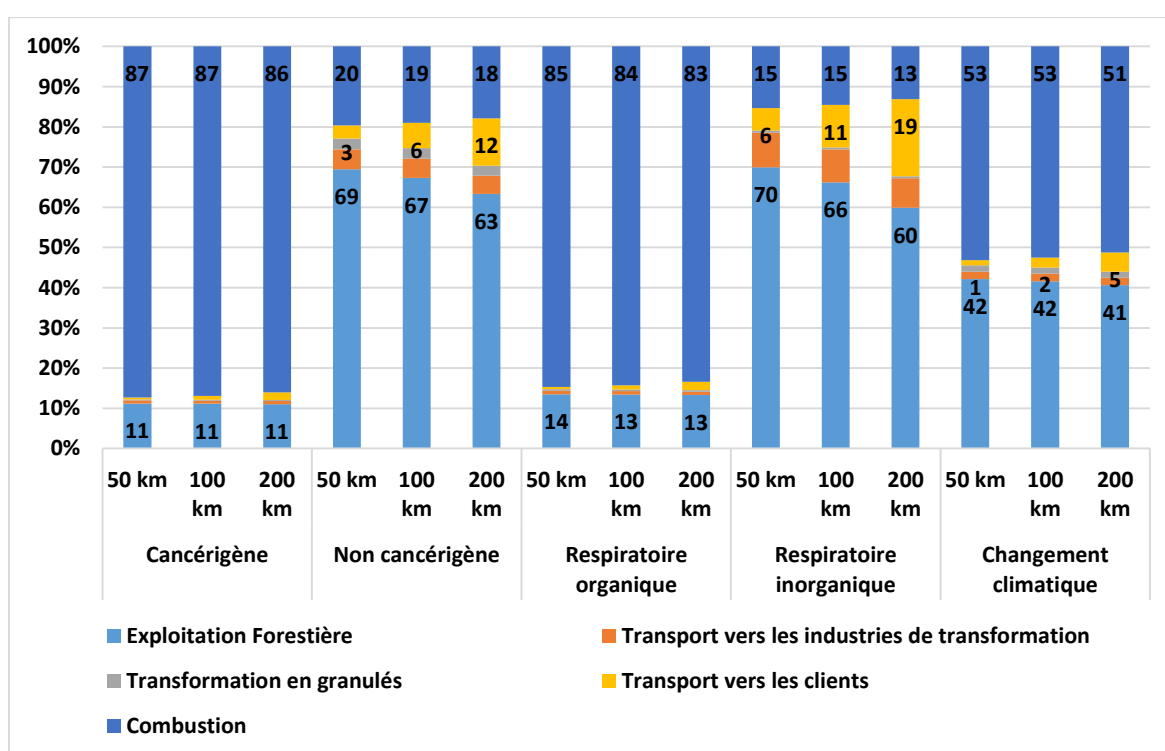


Figure 34: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique après variation de la distance de transport vers les clients pour le S1.

La figure 34 montre que la distance de transport n’a que peu d’influence sur la contribution des processus aux différents impacts. Seul le processus de transport vers les clients voit sa contribution augmenter pour les effets non cancérigènes et respiratoires inorganiques. L’augmentation de la contribution de l’impact est relativement proportionnelle à l’augmentation de la distance. La proportionnalité est vraie pour les effets non cancérigènes mais un peu moins pour les effets respiratoires organiques. Pour les effets non cancérigènes, la contribution de l’étape de transport vers les clients augmente avec l’augmentation de la distance de transport (3%, 6% et 12% respectivement pour les distances de 50 km, 100km, 200 km).

La figure 35 présente le cas pour le scénario S3. La production de granulés et la combustion sont les deux processus dont les impacts sont majeurs rendant l’incidence de la distance de transport vers les clients très minime et ceci quels que soient les impacts.

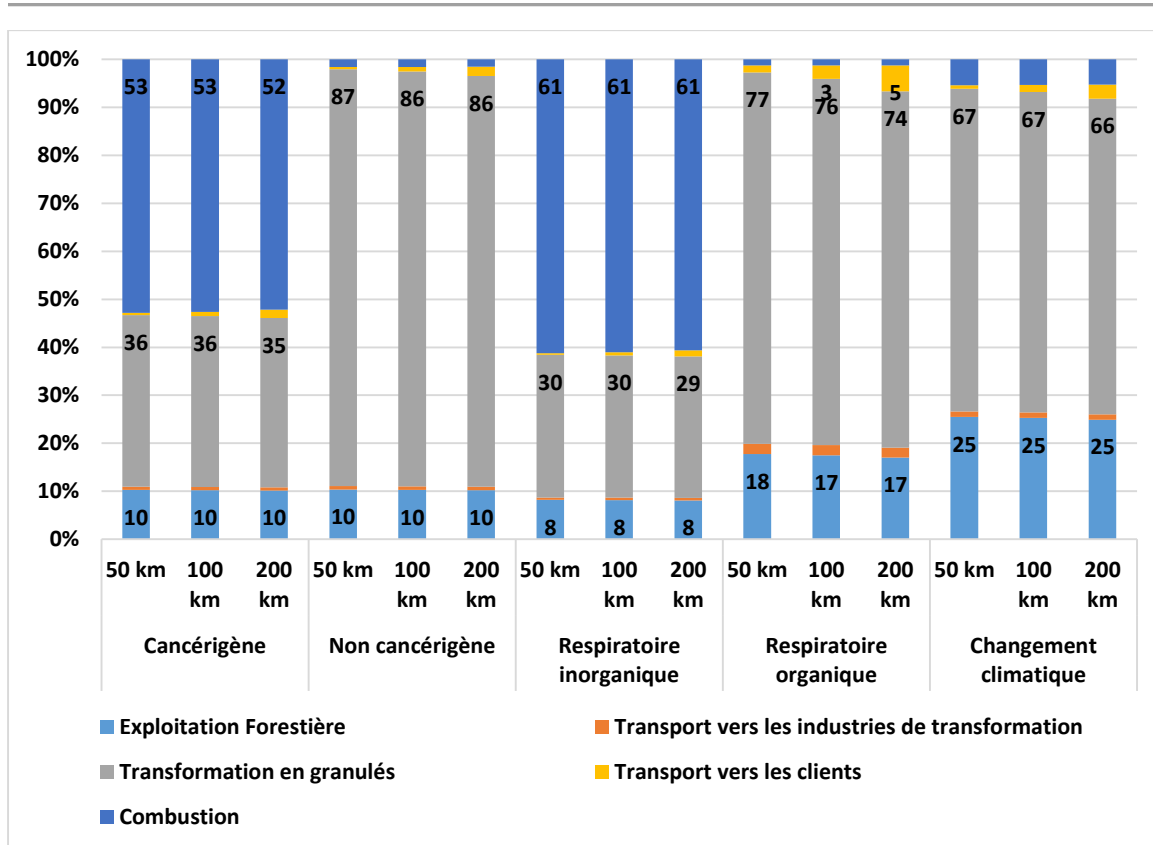


Figure 35: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique après variation de la distance de transport vers les clients pour le S3.

Dans le cas du périmètre de notre système, les processus permettant la production de chaleur à l'échelle domestique ne dépendent pas de la distance de transport dans un rayon de 200 km.

6. Analyse approfondie de l'étape de production des granulés

Suite à l'importance de la contribution de l'étape de production des granulés aux différents impacts environnementaux, nous avons mené une étude afin de comprendre comment le choix du processus de fabrication des granulés peut influencer les résultats d'impact. Les scénarios analysés sont le scénario S3 (décrit précédemment) et un nouveau scénario S4. Celui-ci implique les mêmes processus élémentaires considérés dans le S3 pour les étapes d'exploitation forestière, du transport et de combustion dans le pôle à granulés Hoben. La seule différence repose sur le processus de fabrication des granulés de bois. Dans S3, les données d'inventaire proviennent d'Ecoinvent 3.4, alors que pour S4 les données d'inventaire concernent un autre processus industriel et proviennent de la littérature [81]. Tout comme le scénario S3, l'UF de S4 est une tonne de bois vert. La figure

36 illustre les processus élémentaires de l'étape de production des granulés dans les systèmes S3 et S4. Les données d'inventaire du scénario S4 sont présentées dans le tableau 10. Les processus élémentaires choisis dans Ecoinvent 3.4 sont présentés dans le tableau 11. Les valeurs chiffrées de l'inventaire S3 dans Ecoinvent ne sont pas accessibles et ne peuvent pas être comparées à celles du scénario S4.

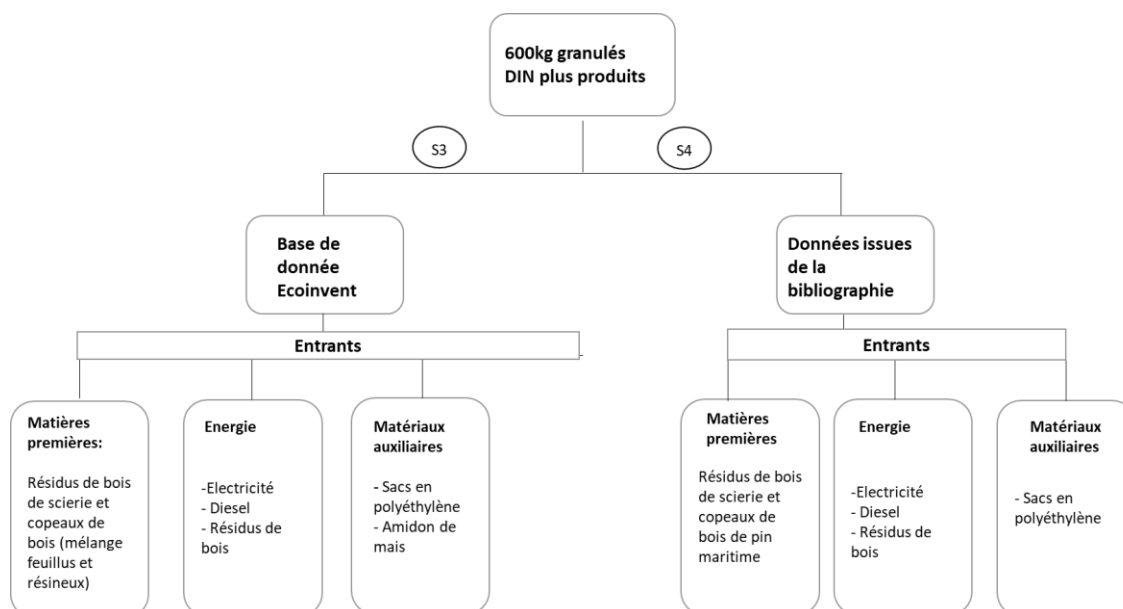


Figure 36: Procédés de fabrication de 600 kg de granulés DIN plus en industrie selon la base de données Ecoinvent et selon des données bibliographiques.

La figure 36 montre une petite différence. Il s'agit de l'utilisation d'un liant, l'amidon de maïs pour la fabrication des granulés.

Tableau 10: Les données d'inventaire provenant de l'étude de Quinteiro et al. 2019 pour la production de 600 kg de granulés de bois [81].

Rapportées à l'UF	Unités	Production industrielle des granulés
Entrants		
Résidus de bois de scierie et copeaux de bois de pin maritime	t	0.6
Energie		
Electricité	kWh	0.948
Diesel	kg	0.516
Bois de scierie	t	0.12
Matériaux auxiliaires		
Sacs en polyéthylène	kg	2.142 E ⁻³
Sortants		
Granulés	t	0.6
Emissions atmosphériques		
CO	kg	1.458 E ⁻³
CO ₂ fossile	kg	1.638
NO _x	kg	1.854E ⁻¹
SO ₂ (dioxyde de soufre)	kg	0.024
CH ₄ biogénique	kg	0.216E ⁻²
CH ₄ fossile	kg	3.318E ⁻⁵
COVNM	kg	1.632E ⁻²
Cendres	kg	1.284

Tableau 11: Les processus élémentaires situées dans la base de donnée Ecoinvent et utilisés dans les deux scénarios S3 et S4

Entrants au système	S3	S4
Electricity, medium voltage {RER} market group for APOS, U	Oui	Oui
Heat, central or small-scale, other than natural gas {CH} heat production, wood pellet, at furnace 300kW, state-of-the-art 2014 APOS, U	Oui	Non
Maize starch {GLO} market for APOS, U	Oui	Non
Packaging film, low density polyethylene {GLO} market for APOS, U	Oui	Oui
Saw dust, wet, measured as dry mass {GLO} market for APOS, U	Oui	Non
Shavings, hardwood, measured as dry mass {GLO} market for APOS, U	Oui	Non
Shavings, softwood, measured as dry mass {GLO} market for APOS, U	Oui	Non
Wood chips, wet, measured as dry mass {CH} market for APOS, U	Oui	Non
Wood chips, wet, measured as dry mass {Europe without Switzerland} market for APOS, U	Oui	Non
Wood pellet factory {GLO} market for APOS, U	Oui	Non
Electricity, low voltage {FR} market for APOS, U	Non	Oui
Diesel {GLO} market group for APOS, U	Non	Oui
Wood chips, dry, measured as dry mass {RER} market for APOS, U	Non	Oui

Le tableau 11 montre donc où se situent les différences dans les processus élémentaires des deux scénarios.

Les résultats de la contribution des différents processus aux effets: cancérigène, non cancérigène, respiratoire lié aux composés inorganiques, respiratoire lié aux composés organiques et au changement climatique sont présentés par la figure 37 .

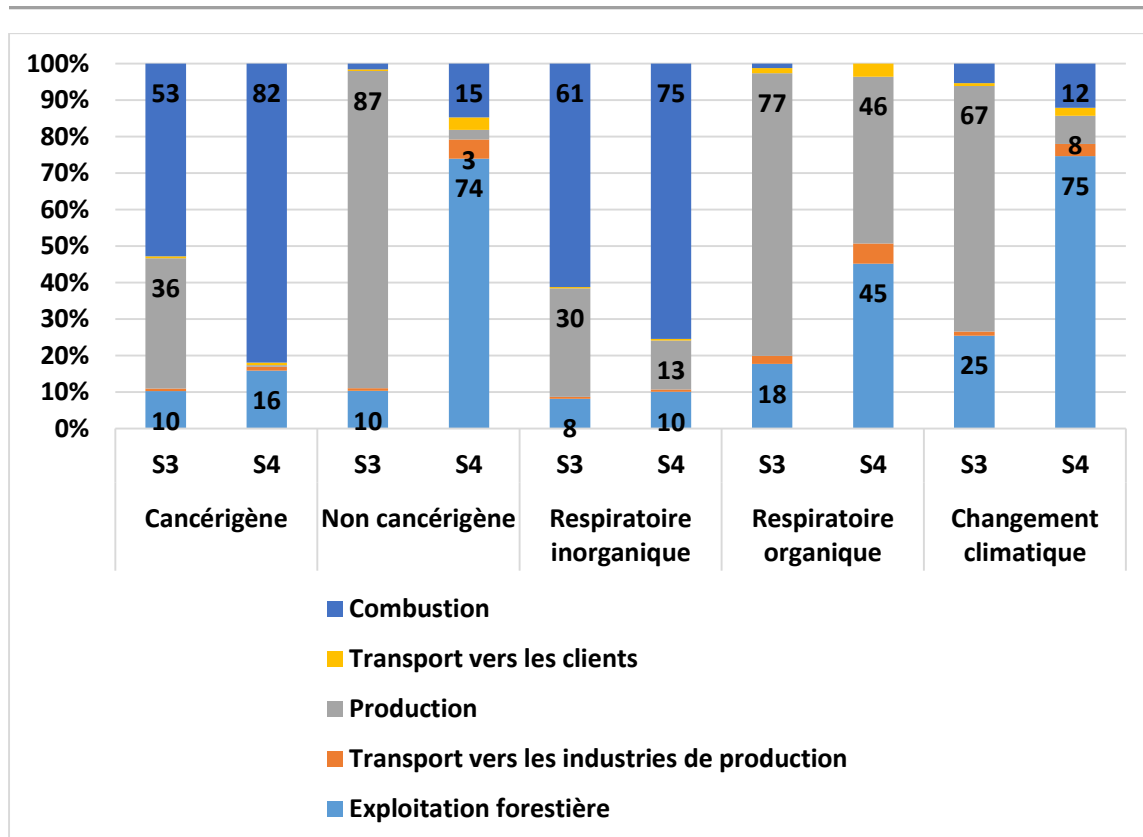


Figure 37: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique pour le scénario S4 (méthode de calcul : IMPACT 2002+).

La figure 37 montre que pour les cinq catégories d'impact les étapes de transport (vers les industries de production et vers les clients) sont les moins contributeurs aux différents impacts étudiés. La combustion contribue, dans le scénario S4, à 82% de la totalité de l'impact cancérigène suite aux émissions de BaP. Les émissions d'As et de 2,3,7,8 TCDD provenant de l'étape d'exploitation forestière sont responsables des effets non cancérigènes (74%). 75% de la totalité des effets respiratoires est causée par l'étape de combustion suite aux émissions de NOx et de PM. Les COVNM résultant de l'utilisation de combustibles fossiles, en particulier le diesel pour l'abatteuse et le porteur, pendant la phase d'exploitation forestière (45% de l'impact total) sont les plus contributeurs à l'impact respiratoire organique (Figure 37). Les effets respiratoires organiques sont causés avec un pourcentage de 46% par l'étape de production des granulés. L'étape d'exploitation forestière contribue à 75% de l'impact du changement climatique suite aux émissions de CO et de CO₂ provenant du diesel utilisé pour l'abatteuse et le porteur.

Si pour le scénario S3, la phase de production des granulés est fortement contributrice (36%) de l'effet cancérigène, il n'en est pas de même pour S4 (environ 0%).

Ceci peut être attribué à l'étape de l'emballage en polyéthylène. En effet, l'incinération des résidus obtenus lors de la phase de production des granulés de polyéthylène pour les films d'emballage entraîne des émissions d'hydrocarbures dont la concentration augmente avec l'augmentation de la masse des sacs utilisés. La masse des sacs en polyéthylène dans le S4 provient de l'étude de Laschi et al. 2016 [80]. Ces derniers considèrent que l'emballage de 1 kg de granulés, nécessite $3,6 \cdot 10^{-3}$ g de sacs en polyéthylène (Données d'une usine spécifique située en Europe centrale). Cependant, pour S3 et dans la base de donnée Ecoinvent, 1kg de granulés de bois nécessite 11,5 g de sacs en polyéthylène. La diminution de la quantité de matériaux d'emballage en polyéthylène semble engendrer une réduction des effets cancérigènes. Pour l'impact non cancérigène, l'étape de production des granulés n'intervient pas dans S4 alors qu'elle contribue à 87% de cet impact dans S3. Dans S3 cela est dû aux émissions de Zn suite à l'utilisation de l'amidon comme agent liant. Dans S4 aucun liant n'était utilisé ce qui explique que l'étape de production des granulés ne contribue pas aux impacts non cancérigènes.

Les impacts respiratoires inorganiques s'observent à 30% pour S3 et à 13% pour S4 dans l'étape de production des granulés. Dans S4, les émissions de NOx sont détectées suite à la consommation de diesel et d'électricité, en particulier pendant l'étape de séchage de la biomasse. Le type de machine de séchage utilisé n'est pas mentionné pour S4 [81]. Dans S3, les émissions de COVNM s'ajoutent aux NOx suite à l'utilisation d'une scie électrique pendant l'étape de prétraitement du bois.

Dans les scénarios S3 et S4 la phase de production des granulés contribue respectivement à 67% et 8% au changement climatique. L'origine d'électricité diffère entre les scénarii : dans S3 Ecoinvent 3.4 considère l'électricité dans le monde alors que pour S4 c'est l'électricité française qui est utilisée et qui la plupart provient du nucléaire. Cela fait que les émissions de CO₂ provenant du S3 sont supérieurs à celles provenant du S4.

Les trois paramètres principaux influençant les impacts liés à la phase de production des granulés sont : l'électricité (origine nucléaire, hydraulique ou fossile/consommation), l'utilisation ou non d'un liant (Amidon), la quantité des matériaux d'emballages (polyéthylène).

7. ACV appliquée à la région Grand Est

Après avoir effectué une étude approfondie de l'étape de production des granulés, et une étude de sensibilité de la distance de transport sur les résultats d'impact, nous nous sommes posés la question de l'influence de la qualité de la combustion et de la performance des installations de chauffage domestique au bois. Pour ce faire nous avons dans un premier temps évalué la contribution aux impacts liés à la combustion du bois énergie, des différentes familles d'appareils de chauffage au bois (poêle ou insert à bûches ou granulés) existant au niveau de la région Grand Est. Dans un second temps, nous avons évalué la représentativité des scénarios S1, S2 et S3 par rapport aux scénarios à l'échelle régionale. Le but étant de comprendre comment les impacts sanitaires et environnementaux sont liés à l'âge et au type des appareils de chauffage domestique.

Trois scénarios sont analysés à l'échelle régionale du Grand-Est : S5 : Scénario insert à bûches_Région, S6 : Scénario poêle à bûches_Région et S7 : Scénario poêle à granulés_Région. Ces scénarios considèrent :

1. L'exploitation forestière : abattage, débardage, chargement des camions
2. Le transport de la forêt aux industries de production des bûches.
3. La production des bûches pour S5 et S6
4. La production des granulés pour S7
5. Le transport des industries de production vers les installations de chauffage domestiques dans la région
6. La combustion de bois dans les inserts à bûches de la région pour S5, la combustion dans les poêles à bûches pour S6 et dans les poêles à granulés pour S7.

Les données d'inventaires pour les étapes d'exploitation forestières, du transport et de production sont celles utilisées dans les scénarios S1, S2 et S3 (cf. Tab. 7) puisque dans nos trois scénarios, ces étapes sont représentatives de ce qui est fait par les professionnels du secteur dans la région. L'UF reste la tonne de bois vert. Pour l'étape de combustion les émissions proviennent de ATMO Grand Est et concernent les émissions moyennées émises par les inserts à bûches pour S5, les poêles à bûches pour S6 et les poêles à granulés pour S7 et rapportées à une tonne de bois vert [189].

7.1 Données d'inventaire de l'étape de combustion pour S5, S6 et S7

Dans l'enquête régionale, 3750 ménages ont été interrogés sur leur consommation du bois- énergie et sur leurs appareils de chauffage. Les méthodes de

calculs et les résultats liés aux consommations de bois-énergie ont été validés par la Cellule Biomasse élargie du Grand Est, composée de la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF), l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), la Région Grand Est et la Fédération Interprofessionnelle Forêt-BOIS (FIBOIS) du Grand Est. Les facteurs d'émissions appliqués aux consommations proviennent du Guide de l'Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Emissions Atmosphériques en France (OMINEA) et de la base de données Activité et les facteurs d'émissions OMINEA du CITEPA (émissions directes) et de la base Carbone pour les consommations d'électricité et contenus CO₂ spécifiques à chaque réseau pour la chaleur (émissions indirectes) (cf. Tab. 12) [190].

Tableau 12: Données d'inventaire pour l'étape de combustion dans la région pour une tonne de bois vert (UF).

Emissions	Sortants	Unité	S5	S6	S7
HAPs (émissions gazeuses+ particulaires)	Fluoranthene	mg	329	625	665
	Benzo[a]Anthracène	mg	83	160	167
	Benzo[b]Fluoranthène	mg	58	110	117
	Benzo[k]Fluoranthène	mg	36	70	71
	Benzo[a] Pyrène	mg	52	100	105
	Indeno [1,2,3-c,d]Pyrène	mg	30	60	61
	Dibenzo[ah]Anthracène	mg	5	9	9
	Benzo[ghi]Pérylène	mg	15	29	31
Emissions gazeuses	CO ₂ (biogénique)	kg	478	478	987
	CO	g	23 548	19 110	8 160
	NOx	mg	296 160	296 160	612 000
	THC	mg	3 739 510	2 402 240	204 000
	CH ₄	mg	1 230 050	784 290	68 300
TSP	TSP	mg	1 895 370	1 341 820	714 000
Teneur en carbone des TSP	OC	mg	–	–	–
	EC	mg	176 270	124 790	66 400

La comparaison de ces valeurs à celles du tableau 8 traitant des trois scénarios concernant les appareils récents met en évidence que les émissions moyennées d'appareils présents dans la région Grand Est sont très supérieures et démontrent que le panel d'appareils dans la région n'est pas constitué majoritairement d'appareils récents et performants. En effet, si on regarde en détail les émissions de produits de combustion incomplète comme les HAP, le CO et les émissions de particules, on voit très bien que les scénarios S5 à S7 concernent des combustions bien moins maîtrisées et moins complètes. La somme des HAP est comprise entre 70 et 350 mg dans le cas des scénarios S1, S2, S3 alors que cette somme avoisine des valeurs comprises entre 600 et 1200 mg par tonne de bois vert pour les scénarios S5 à S7. Les teneurs en CO₂ sont plus faibles que pour S1 à S3

et les valeurs de CO bien plus élevées. La proportion massique du rapport CO/CO₂ pour S1, S2 et S3 est de 0,8 ; 0,33 et 2,0, respectivement. Ces rapports sont bien plus élevés pour les scénarios S5, S6 et S7 avec des valeurs respectives de 4,9 ; 4,0 et 0,8. Le cas du poêle à granulés S7 présente un meilleur ratio CO/CO₂, lié probablement à un rendement supérieur à celui du poêle Hoben utilisé au laboratoire pour cette étude. Au cours du fonctionnement du poêle Hoben, le rendement donné par le fabricant n'a pas été atteint durant les essais du laboratoire. Les valeurs en TSP sont de 2 à 110 fois plus élevées que celles des scénarios S1 à S3.

7.2 Résultats du scénario S5

Les résultats de contribution des différents processus du système aux impacts sont présentés dans la figure 38. Elle montre que pour les cinq catégories d'impact (cancérigène, non cancérigène, respiratoire organique, respiratoire inorganique, changement climatique) l'étape de combustion a une contribution relativement importante.

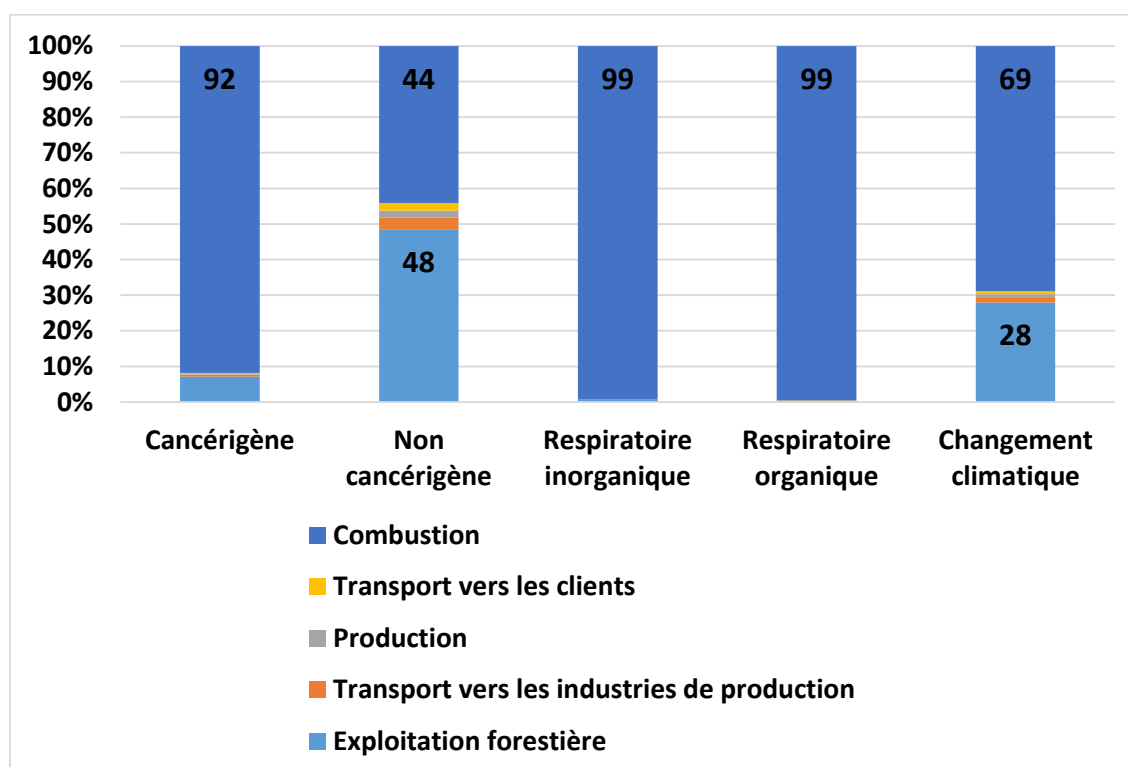


Figure 38: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et au changement climatique pour le S5.

L'impact cancérigène est causé à 92% par l'étape de combustion suite aux émissions de BaP. 44% des effets non cancérigènes sont à l'origine de l'étape de combustion suite aux émissions de Benzo(a)Anthracène. L'étape d'exploitation forestière contribue à 48% de l'impact non cancérigène suite aux émissions d'As dans l'eau. Les effets respiratoires organiques et respiratoires organiques sont à 99% provoqués par l'étape de combustion suite aux émissions des PM et des COVNM. Les émissions de CO et du CH₄ par les inserts à bûches sont responsable du changement climatique.

7.3 Résultats du scénario S6

Comme dans S5, les résultats du S6 montrent que l'étape de combustion est la plus contributrice aux différents impacts étudiés. 96% de la totalité des impacts cancérigènes sont causés par les émissions de BaP durant l'étape de combustion. Cette étape contribue à 60% des effets non cancérigènes suite aux émissions de Benzo(a)Anthracène. 99% des effets respiratoires organiques et inorganiques sont causés par l'étape de combustion suite aux émissions de COVNM pour les effets respiratoires organiques et de PM pour les effets respiratoires inorganiques. Les émissions de CO et de CH₄ provenant de l'étape de combustion sont responsables du changement climatique. L'étape d'exploitation forestière contribue à 34% et 33% respectivement des effets non cancérigènes (émissions d'As) et du changement climatique (émissions de CO et de CO₂).

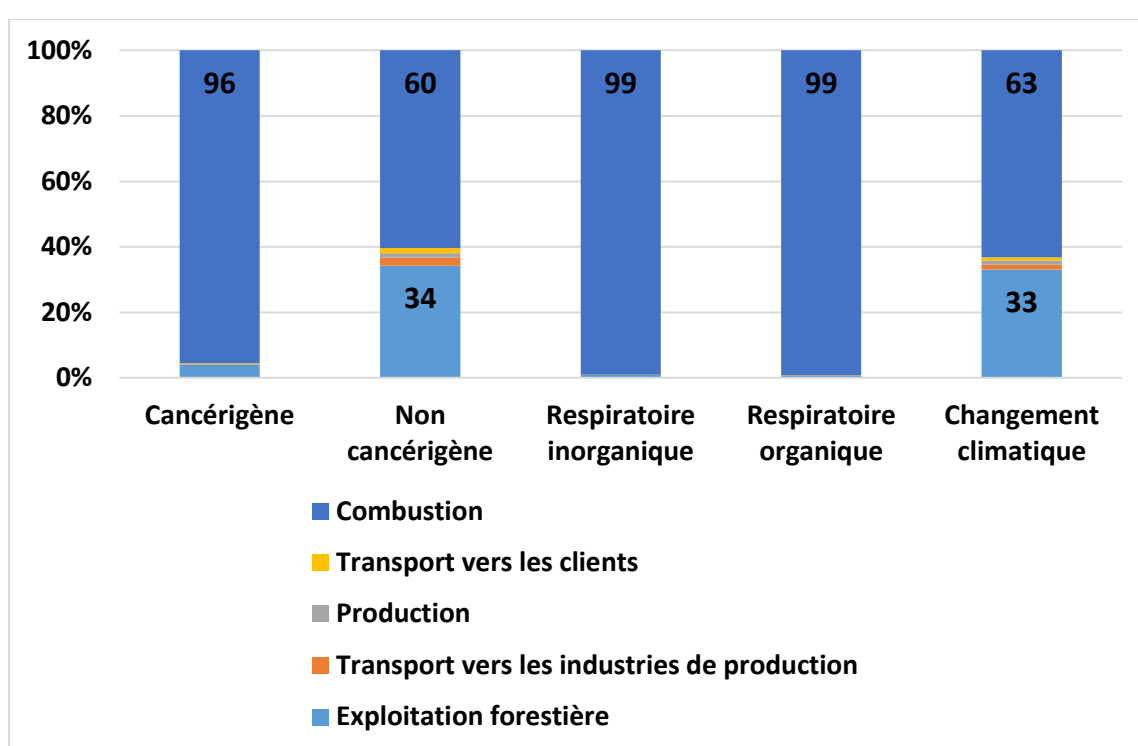


Figure 39: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et sur le changement climatique pour le S6.

7.4 Résultats du scénario S7

La contribution relative des différents processus à la totalité des impacts pour le scénario S7 a été évaluée et présentée dans la figure 40. Elle montre que pour les cinq impacts intermédiaires (cancérigènes, non cancérigènes, respiratoire inorganique, respiratoire organique et changement climatique), les étapes de transport et d'exploitation forestière présentent la plus faible contribution aux impacts. L'étape de combustion a une contribution importante pour les impacts cancérigènes, respiratoires organiques et respiratoires inorganiques. Pour les effets cancérigènes et le changement climatique, l'étape de production des granulés contribue le plus aux impacts.

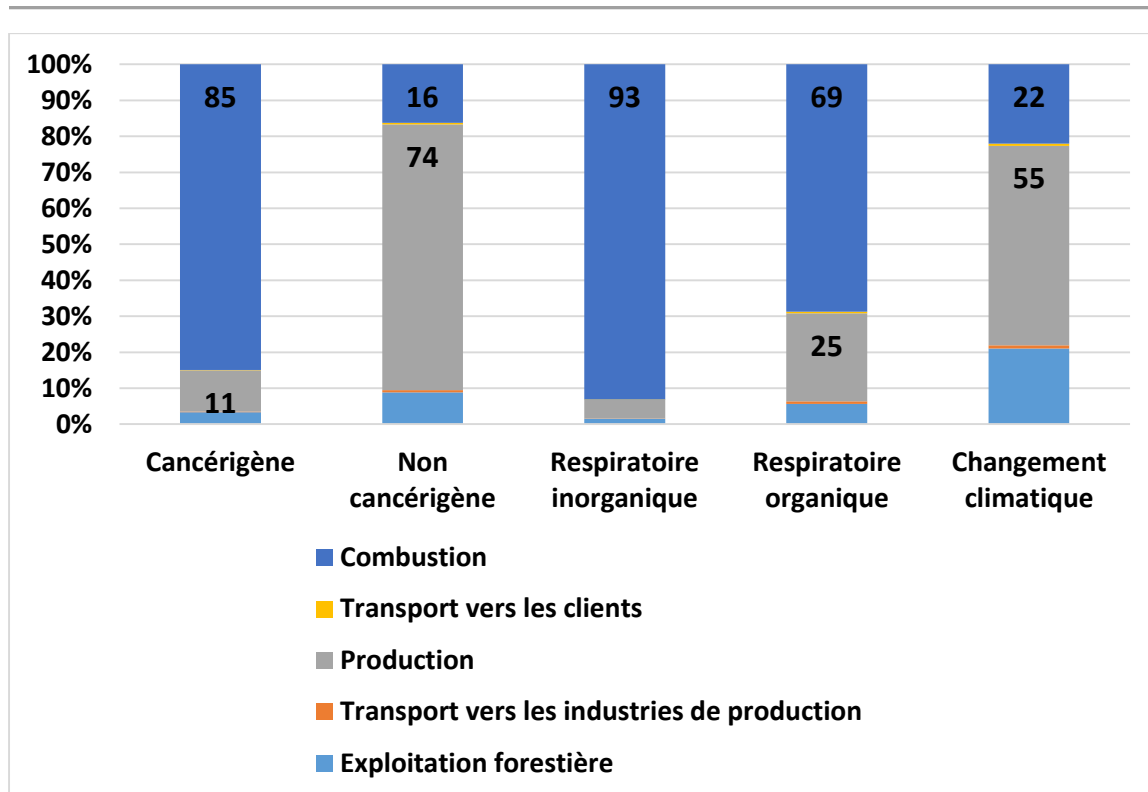


Figure 40: Contribution des différents processus du système aux effets sur la santé humaine et sur le changement climatique pour le S7.

Pour les effets cancérigènes, le BaP dans l'air émis durant la combustion est le principal contributeur à cet impact avec un pourcentage de 85%. L'étape de production des granulés contribue à 74% des effets non cancérigènes suite aux émissions de Zn et d'As. Les émissions de Zn sont attribuées à l'utilisation de l'amidon comme agent liant. Les émissions d'As dans l'eau sont observées suite à l'utilisation de l'électricité dans le processus de production des granulés.

L'étape de combustion contribue le plus aux effets respiratoires inorganiques (93%) suite aux émissions de NOx et de PM. En outre, les COVNM provenant de l'étape de combustion provoquent les effets respiratoires organiques. 22% de l'électricité consommée dans le monde provient du gaz naturel, qui est une source anthropique de COVNM [177]. L'utilisation d'électricité dans le processus de production de granulés contribue à 55% de l'impact sur le changement climatique, à cause des émissions de CO₂ provenant de l'électricité produite à partir du charbon.

7.5 Etude comparée des impacts des scénarios S5, S6 et S7

Les résultats en unités équivalents pour les scénarios S5 et S6 et S7 sont présentés dans le tableau 13.

Tableau 13: les résultats d'impact obtenus des scénarios S5, S6 et S7 en unité équivalent.

	Unité		Total	Exploitation forestière	Transport vers les industries de production	Production	Transport vers les clients	Combustion
Cancérigène	kg C ₂ H ₃ Cl eq	S5	2,03	0,15	0,01	0,003	0,006	1,87
		S6	3,77	0,15	0,01	0,003	0,006	3,61
		S7	4,46	0,15	0,01	0,51	0,006	3,79
Non cancérigène	kg C ₂ H ₃ Cl eq	S5	0,25	0,12	0,01	0,005	0,006	0,11
		S6	0,35	0,12	0,01	0,005	0,006	0,21
		S7	1,36	0,12	0,01	1,00	0,006	0,22
Respiratoire inorganique	kg PM2.5 eq	S5	3,11	0,02	0,001	0,0006	0,0008	3,09
		S6	2,22	0,02	0,001	0,0006	0,0008	2,20
		S7	1,33	0,02	0,001	0,07	0,0008	1,24
Respiratoire organique	kg C ₂ H ₄ eq	S5	2,27	0,01	0,001	0,00008	0,0008	2,25
		S6	1,46	0,01	0,001	0,00008	0,0008	1,45
		S7	0,18	0,01	0,001	0,04	0,0008	0,12
Changement climatique	kg CO ₂ eq	S5	67,20	18,78	0,85	0,71	0,55	46,32
		S6	56,85	18,78	0,85	0,71	0,55	35,96
		S7	89,49	18,78	0,85	49,62	0,55	19,70

L'impact cancérigène total du S7 est respectivement 2,2 et 1,2 fois plus élevé que celui obtenu dans le S5 et dans le S6. Ceci est lié aux émissions de BaP dans l'étape de combustion et aux émissions de HAP dans l'étape de production des granulés. En outre, l'impact cancérigène total dans la région Grand Est est supérieur à l'impact cancérigène des scénarios S1, S2 et S3 (2,03 kg C₂H₃Cl eq pour S5, 3,77 kg C₂H₃Cl eq pour S6 et 4,46 kg C₂H₃Cl eq pour S7 contre 1,31 kg C₂H₃Cl eq, 0,17 kg C₂H₃Cl eq et 1,43 kg C₂H₃Cl eq respectivement pour S1, S2 et S3). Cela est dû aux émissions de BaP liées à l'âge des appareils de chauffage domestique qui sont bien plus importantes pour S6 et S7 comparativement à S2 et S3. Concernant S1 et S5, les quantités de BaP sont respectivement 30 et 52 mg par tonne de bois vert. Cela engendre un impact total 1,5 fois plus important pour S5 que S1.

S1, S2 et S3 sont composés d'appareils de chauffage domestique au bois récents labellisés Flamme Verte 7 étoiles et ayant de faibles émissions alors qu'un parc important de 375 000 appareils a été considéré pour S5, S6 et S7. Le statut de performance environnementale n'est pas connu en détail pour l'ensemble de ces appareils ainsi que la proportion entre les foyers labellisés Flamme Verte et le type de label (nombre d'étoiles)

et les foyers non labélisés (avant l'année 2000, date de la mise en place de ce label Français). Parmi ces appareils domestiques, il y a des inserts et des poêles ayant le même label Flamme Verte 7 étoiles mais leurs proportions ne sont pas connues dans la région Grand-Est. Un poêle/insert moderne à bûches émet moins de HAP qu'un poêle/insert traditionnel à bois [10]. Pour les poêles et inserts à bois traditionnels et modernes, le bois est placé sur des grilles sous lesquelles arrive l'air primaire, qui est la seule arrivée d'air. Dans cette zone, la pyrolyse du bois, la première phase d'oxydation des gaz et la combustion hétérogène du résidu de carbone ont lieu et les cendres sont évacuées dans un bac à cendres situé sous la grille. Contrairement aux appareils traditionnels, les poêles à bûches/inserts modernes, sont caractérisés par la présence d'arrivées d'air secondaire qui entrent par l'arrière ou l'avant de la chambre de combustion à travers des trous, juste au-dessus des bûches, permettant l'oxydation des gaz restants comme CO et COV [36], [38], [39] et qui assurent donc des niveaux faibles d'émissions de polluants gazeux et particulaires.

Des différences ont été également détectées pour les effets non cancérogènes. L'étape de production dans S5 et S6 a des impacts inférieurs à ceux obtenus dans S7. Il s'agit des émissions de Zn provenant du liant de maïs utilisé, et d'émissions d'As dans l'eau provenant de l'utilisation d'électricité dans l'étape de production des granulés pour le S7. La production des bois bûches par un processeur de bois à faible consommation d'électricité et surtout l'électricité française rend les émissions, provenant de cette étape, négligeables pour les effets non cancérogènes dans S5 et S6. Les résultats obtenus en S1, S2 et S3 (0,02 kgC₂H₃Cl_{eq} pour les trois scénarios) de la phase de combustion sont inférieurs à ceux obtenus dans S5, S6 et S7 avec 0,11 kgC₂H₃Cl_{eq}, 0,21 kgC₂H₃Cl_{eq}, 0,22 kgC₂H₃Cl_{eq} respectivement. Les émissions de Benzo(a)Anthracène sont principalement responsables des effets non cancérogènes dans l'étape de combustion. Cela montre que la variabilité du type et de l'âge des appareils domestiques de chauffage au bois dans la région a un effet significatif sur les impacts non cancérogènes.

Les émissions de particules à l'échelle régionale sont plus élevées que celles mesurées en S1, S2 et S3 pour 1 tonne de bois vert, ce qui entraîne un impact inorganique respiratoire plus important lors de l'étape de combustion (3,1 kg PM_{2,5eq}, 2,2 kg PM_{2,5eq} et 1,3 kg PM_{2,5eq} pour S5, S6, S7 respectivement contre 0,14 kg PM_{2,5eq}, 0,12 kg PM_{2,5eq} et 0,24 kg PM_{2,5eq} respectivement pour S1, S2 et S3 (Tableau 9). De nombreux paramètres

influencent l'émission de particules fines : la nature du bois, son taux de cendres, son humidité relative mais aussi l'âge de l'appareil [10], [191]. De plus, les foyers d'ancienne génération émettent plus de particules que les foyers de nouvelle génération [31]. Dans les foyers de nouvelle génération, il existe de l'air secondaire qui oxyde la fraction organique soluble (SOF) composant les particules et les systèmes de type C2Box de l'insert XP qui augmente le temps de résidence des fumées (et donc des particules) dans la zone chaude ce qui favorise aussi leur oxydation partielle. Par conséquent, le renouvellement des appareils de chauffage entraîne une diminution des émissions de particules, ce qui peut conduire, à l'échelle régionale, à une diminution des impacts respiratoires liés à des composés inorganiques. Les émissions de méthane provenant de l'étape de combustion sont responsables de l'impact organique respiratoire.

Le tableau 13 montre que le changement climatique dans la région Grand Est pour S5, S6 et S7 est plus élevé que celui obtenu pour S1, S2, S3. Les résultats du changement climatique pour S1 (44,09 kgCO₂eq), S2 (33,57 kgCO₂eq) et S3 (73,74 kgCO₂eq) sont inférieurs à ceux de S5, S6 et S7 (67,20 kgCO₂eq, 56,85 kgCO₂eq et 89,49 kgCO₂eq respectivement). Les foyers récents émettent moins de CO que les anciens du fait de l'optimisation des chambres de combustion et de l'implantation de systèmes tels que les distributeurs et réchauffeurs de l'air frais ou de post combustion (C2Box par exemple). Ces évolutions ont été apportées afin de respecter les nouvelles réglementations. Le rapport molaire CO/CO₂ a ainsi été diminué de manière significative ces dernières années, ce qui entraîne une diminution de l'impact de la combustion du bois énergie par les appareils de chauffage domestique sur changement climatique. Cette étude montre ainsi qu'il est important de renouveler les installations de chauffage au bois domestique dans la région afin d'obtenir une réduction des émissions de GES.

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons mené des ACV de trois scénarios de chauffage domestique au bois S1 : Scénario insert à bûches, S2 : Scénario poêle à bûches et S3 : Scénario poêle à granulés. Ces scénarios considèrent les étapes de l'exploitation forestière dans la région, le transport, la production des combustibles bois et de la combustion dans des installations performantes et labellisées Flamme Verte 7 étoiles. La combustion dans le système de poêle à granulés (S3) présente des effets cancérigènes,

non cancérigènes, et un changement global plus faibles que celui du poêle à bûches (S2) et de l'insert à bûches (S1). Par contre, l'étape de production des granulés dans S3 contribue d'une façon significative aux différents impacts. Une étude approfondie de l'étude de production des granulés a été menée afin de comprendre comment le choix du processus de fabrication des granulés influence les résultats d'impact. L'étude d'un nouveau scénario S4 impliquant un procédé industriel de fabrication de granulés différent de celui adopté dans le S3 souligne les principaux paramètres influençant les impacts. Ces paramètres sont : l'électricité (origine nucléaire, hydraulique ou fossile/consommation), l'utilisation ou non d'un liant (Amidon), la quantité des matériaux d'emballages (polyéthylène).

Nous nous sommes intéressés aussi à l'étape de transport pour laquelle une étude de sensibilité a été faite sur trois distances de transport vers les clients (50 km, 100 km et 200 km). Ces distances sont représentatives de l'échelle de la région. Les résultats d'impact obtenus dans notre étude ne dépendent que faiblement de l'étape de transport pour cette échelle. A noter que les données d'inventaire utilisées concernent les moyens de transport utilisés par un exploitant forestier de la région. Il serait important alors de considérer d'autres types de camions, de capacités et de consommation de diesel différentes afin de confirmer l'influence de l'étape de transport sur les différents impacts.

Dans la deuxième partie de ce chapitre, nous avons étudié des scénarii au niveau de la région Grand Est. Les scénarii étudiés sont les suivants : S5 : Scénario inserts à bûches_Région, S6 : Scénario poêles à bûches_Région et S7 : Scénario poêles à granulés_Région. Dans ces scénarii, les émissions moyennes de l'ensemble des appareils de chauffage domestique par type d'installation dans la Région ont été considérées. Les impacts cancérigènes, non cancérigènes, respiratoires inorganiques, respiratoires organiques et changement climatiques à l'échelle de la région Grand Est sont supérieurs à ceux obtenus dans les installations indépendantes étudiées. Cela est lié aux émissions de BaP pour les effets cancérigènes, de Benzo(a)Anthracène pour les effets non cancérigènes, des PM pour les effets respiratoires inorganiques, des COVNM pour les effets respiratoires organiques et des GES pour le changement climatique. Ces émissions sont liées à la technologie, elle-même en lien avec l'âge des appareils de chauffage et au type des appareils de chauffage domestique au bois dans la région. Cette étude a souligné la nécessité du renouvellement du parc des installations de chauffage domestique au bois

dans la région. Une collecte des données concernant la répartition des installations de chauffage domestique au bois : âge, performance, label Flamme Verte, aidera à des résultats d'impact qui reflètent la situation réelle en terme d'impacts environnementaux du chauffage domestique au bois dans le Grand Est.

Cette étude montre que les impacts du chauffage au bois varient en fonction des données d'inventaires, des processus de fabrication des combustibles bois, du type des installations de chauffage domestique au bois et surtout dans la région Grand Est. Après avoir étudié l'influence des différents processus du système sur les impacts, nous nous sommes interrogés sur l'effet du choix de la méthode d'AICV sur les différents impacts qui fait l'objet du chapitre suivant.

Ce qu'il faut retenir

- La combustion dans le système de poêle à granulés (S3) présente des effets cancérigènes, non cancérigènes, et un changement global plus faibles que celui du poêle à bûches (S2) et de l'insert à bûches (S1).
- L'étape de production des granulés dans S3 contribue d'une façon significative aux différents impacts.
- L'électricité (origine nucléaire, hydraulique ou fossile/consommation), l'utilisation ou non d'un liant (Amidon), la quantité des matériaux d'emballages (polyéthylène) influencent les impacts générés par l'étape de production des granulés.
- Les résultats d'impact obtenus dans notre étude ne dépendent que faiblement de l'étape de transport pour l'échelle de la région Grand Est.
- Les impacts cancérigènes, non cancérigènes, respiratoires inorganiques, respiratoires organiques et changement climatiques à l'échelle de la région Grand Est sont supérieurs à ceux obtenus dans les installations indépendantes étudiées.
- Cette étude a souligné la nécessité du renouvellement du parc des installations de chauffage domestique au bois dans la région.

Chapitre III : Comparaison de deux méthodes d'analyse d'impact : IMPACT 2002+ et Recipe 2016

1. Etat de l'art concernant le choix de différentes méthodes d'Analyse d'Impact du Cycle de Vie (AICV)

Bien que les méthodes d'AICV suivent les mêmes étapes obligatoires (classification et caractérisation), et optionnelles (normalisation et pondération), chacune traite différentes catégories d'impacts selon des nomenclatures et des classifications spécifiques. Plusieurs études ont été réalisées afin de comparer des résultats d'impacts obtenus par différentes méthodes d'AICV [192]–[194]. Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 (Etat de l'art), pour le bois-énergie, seize études adoptent la méthode Recipe qui est une méthode d'évaluation des impacts intermédiaires et de dommages; huit études utilisent la méthode spécifique du changement climatique IPCC (Intergouvernemental Panel on Climate Change), huit études utilisent la méthode CML 2000 (développée aux Pays-Bas par le Centre des Sciences Environnementales de l'Université de Leiden en 1992 et révisée et mise à jour en 2000 et 2001[24]) et sept études ILCD (International Reference Life Cycle Data System). Dans ce chapitre, nous allons nous intéresser à une étude comparée d'IMPACT 2002+ et Recipe 2016 dans le cadre de notre étude sur le bois-énergie.

La comparaison entre les méthodes reste un verrou scientifique lié à l'importance des facteurs d'émissions considérés dans chacune d'entre elles; mais aussi aux facteurs de caractérisation (CFs) modélisés d'après des facteurs de devenir et d'effets différents [91], [192], [195]–[198]. Le facteur de devenir relie les émissions d'une substance chimique dans l'eau, l'air et le sol à une augmentation de masse du polluant dans un autre milieu (eau, air, sol, aliment). A titre d'exemple, le facteur d'effet est l'augmentation du nombre de cas de morbidité (par exemple, cancer ou maladies non cancérogènes) dans la population exposée à une source d'émission de polluants [199]. Selon les méthodes de calculs d'impact considérées, les modèles de caractérisation peuvent présenter, pour une même substance, des CFs différents. Cela induira donc des effets différents de la substance au cours du temps mais également des contributions relatives de cette même substance aux différentes catégories d'impacts [197], [200]. Des modèles de caractérisation d'AICV déjà existants ont été recommandés par Hauschild et al. [201]. Concernant le changement climatique, ils ont trouvé que le modèle de caractérisation développé par le groupe d'experts intergouvernemental sur le changement climatique

IPCC est la seule méthode consensuellement acceptée et utilisée par les scientifiques dans les méthodes de calculs d'impacts intermédiaires. Pour les effets respiratoires inorganiques et la formation d'ozone, ils ont conclu que les CFs dépendent de la région modélisée. Pour la toxicité humaine (cancérogène/non cancérogène), ils ont recommandé le modèle USEtox dans lequel le nombre de substances chimiques utilisées dans la production industrielle est si élevé que le nombre de facteurs de caractérisation est insuffisant pour garantir une couverture satisfaisante des flux d'inventaire. Le développement de USEtox a été effectué par Rosenbaum et al. en 2014. Lors d'évaluations comparatives basées sur l'exposition et la toxicité humaine, ils ont cherché à fournir des orientations scientifiques pour la modélisation des effets sur la santé. Ils ont appliqué différents modèles d'AICV pour un ensemble d'essais chimiques de 45 substances. Ensuite, ils ont comparé les facteurs de caractérisation et les résultats intermédiaires sélectionnés pour le devenir, l'exposition humaine et les effets toxiques afin de réduire les variations entre les modèles [91].

La difficulté de la comparaison des méthodes repose aussi sur le choix des impacts au niveau intermédiaire, les dommages, et sur les méthodes de normalisation et de pondération des résultats d'impact [202]. Afin de comparer plus simplement les différentes méthodes, Carvalho et al. 2014 ont d'abord présenté toutes les catégories d'impacts intermédiaires et de dommages de 25 méthodes d'AICV utilisées dans la littérature afin de permettre une comparaison fiable des méthodes d'AICV existantes. Ensuite, une proposition de groupes catégoriels composés des mêmes catégories d'impact considérées dans différentes méthodes a été présentée. C'est le cas pour la santé humaine qui regroupe les effets cancérogènes, non cancérogènes, la toxicité humaine, les radiations ionisantes, les effets respiratoires, la mortalité. Enfin, ils ont pu estimer les pondérations qui devraient être données à chaque groupe catégoriel lors de l'agrégation de différents groupes catégoriels dans un indice final. Les scores uniques ont été déterminés sur la base des 25 méthodes et de la fréquence à laquelle chaque catégorie d'impact est considérée par ces méthodes. Ainsi, la meilleure méthode d'AICV à appliquer est recommandée et un aperçu des facteurs de pondération qui devraient être pris en compte dans le regroupement des différentes catégories d'impact considérées est fourni [203].

L'étude de l'influence de la méthode d'évaluation sur les résultats des impacts liés au bois énergie, ainsi que la pertinence des facteurs d'impacts considérés constituent un sujet novateur en ACV. C'est pourquoi une attention particulière est portée à l'évaluation des impacts du scénario S3 du poêle à granulés Hoben ayant des impacts significatifs sur la santé humaine et le changement climatique (cf. Chap. 2) par les deux méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016.

2. Description non exhaustive des méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016

2.1 Méthode IMPACT 2002+

La méthode IMPACT 2002+ est à la fois une méthode d'analyse d'impact intermédiaire et de dommage (cf. Fig. 41). Cette méthode considère 14 catégories d'impacts intermédiaires. Ces catégories intermédiaires conduisent à quatre dommages : la santé humaine, la qualité des écosystèmes, le changement climatique et l'utilisation des ressources. La figure 41 représente le cadre méthodologique suivi par la méthode Impact 2002+. Les flèches en rouge symbolisent des informations incertaines entre catégories d'impact intermédiaires et dommages.

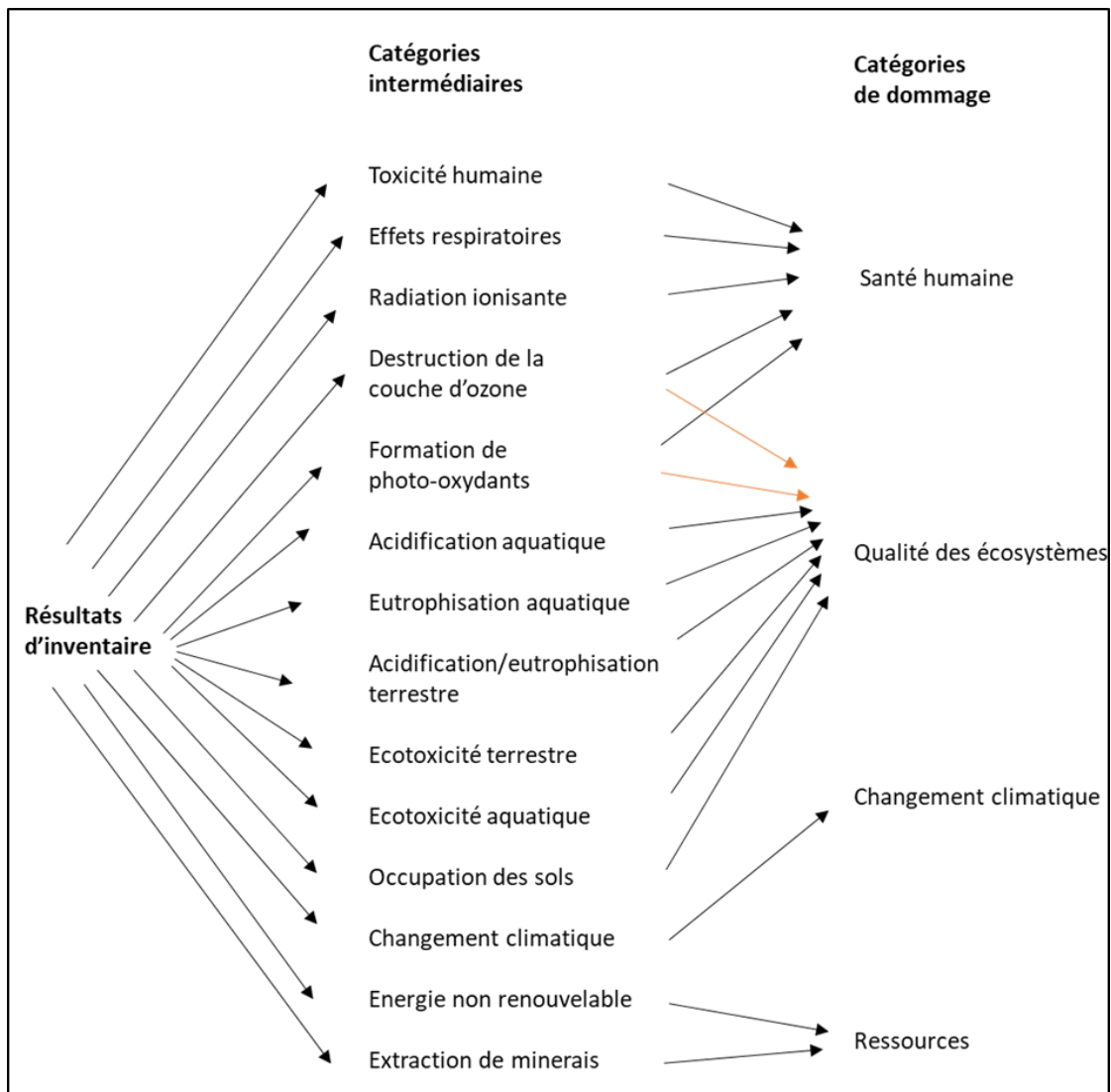


Figure 41 : Indicateurs et catégories d'impact de la méthode IMPACT 2002+ [26].

2.2 Calcul des facteurs de caractérisation dans la méthode IMPACT 2002+

Le modèle IMPACT 2002 [204] est utilisé pour déterminer les facteurs de dommage sur la santé humaine. Ce modèle procure des facteurs de caractérisation par défaut qui représentent les risques et les effets potentiels par unité de masse émise pour 1000 substances chimiques. Le cadre général pour le calcul des facteurs de caractérisation est représenté dans la figure 42. Ils tiennent compte de différents paramètres :

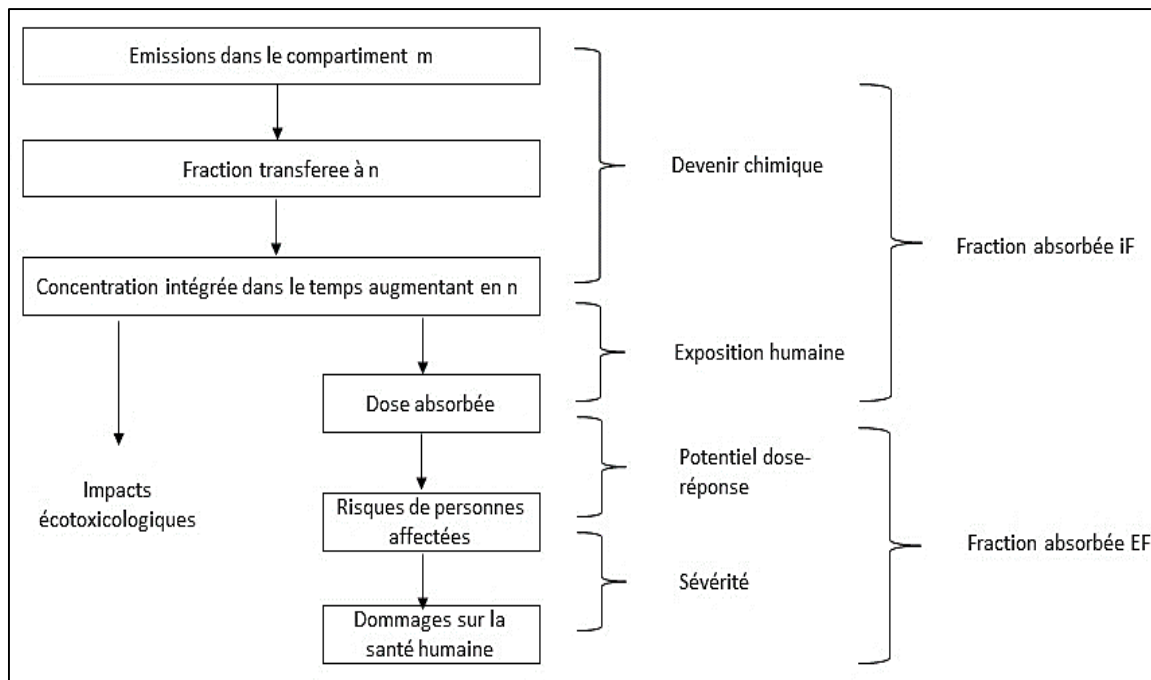


Figure 42: Cadre général pour le calcul des facteurs de caractérisation pour la santé humaine [88].

- Du devenir chimique de la substance, c'est-à-dire son transport dans l'espace et entre les différents milieux. Les émissions d'un polluant dans un milieu m (air, eau, sol) engendrent une augmentation de la masse du polluant dans un milieu n (air, eau, sol ou aliment).
- De l'exposition humaine caractérisée par un facteur d'exposition. Ce facteur représente la fraction du milieu n équivalente ingérée par la population journalièrement (ingestion, inhalation ou voie orale).
- Du potentiel de risque sur la santé humaine pour les effets cancérigènes et non cancérigènes. $\beta_{inh/ing}$ (eq.5) représente le facteur de potentiel de risque ou facteur dose-réponse. C'est le nombre probable de cas de mortalité ou de maladie par kg de substance absorbée dans la population. L'équation (eq.5) présente le facteur dose-réponse humain :

$$\beta_{inh/ing} = \frac{0.1}{ED10} \times \frac{1}{BW \times LTh \times N365} \quad \text{eq.5}$$

Avec :

$\beta_{inh/ing}$ humain : le facteur dose-réponse humain [risque de morbidité par kg admis]

BW : Poids corporel moyen dans la population considérée [kg/pers]

LTh : Durée de vie moyenne des humains dans la population considérée, en années
[an]

N365 : Nombre de jours par an [jours/an]

ED10 : Dose journalière sur la vie entière de la substance pour laquelle 10% de la population est affectée

- De la gravité des maladies, représentée par un facteur de gravité *D* exprimant la sévérité de l'effet (mortalité, maladie) sur la santé humaine. Il est exprimé en DALY (Disability Adjusted Life Years)/cas (DALY= nombre d'années équivalentes de vie perdue).

Les facteurs de dommage de la santé humaine sont calculés par la formule suivante :

$$HDF_i = iF_i \times EF_i = F_{m,n} \times (X_{n,inh} \times \beta_{inh,m} \times D + X_{n,ing} \times \beta_{ing,l} \times D)$$

eq. 6

Avec : *HDF* : C'est le facteur des dommages causés par la substance *i* et exprimé en DALY/kg émis (DALY : nombre d'années de vie perdues)

iF : C'est la fraction ingérée par la population d'un produit chimique *i* émis dans l'environnement en (kg ingéré/ kg émis).

EF : C'est le facteur d'effet qui est le produit de la relation dose-réponse β et de la sévérité *D* en DALY/kg absorbé.

F_{m,n} représente le facteur de devenir qui relie les émissions d'un polluant dans le milieu *m* à l'augmentation de masse du polluant dans le milieu *n*.

- *X_{n,inh/ing}* qui représente la fraction équivalente du milieu *n* (air, eau, sol) absorbée par jour par la population (inhalation (*inh*) ou ingestion (*ing*) par voie orale).

-

- Effets cancérigènes et non cancérigènes

Dans IMPACT 2002+, la catégorie intermédiaire Toxicité Humaine regroupe les effets cancérigènes et non cancérigènes.

Le facteur de caractérisation de la catégorie intermédiaire (*HTPi*) est déterminé par un facteur de dommage causé par une substance *i* sur un facteur de dommage d'une substance de référence (chlorure de vinyle pour les effets cancérigènes et non cancérigènes) (eq. 7). Le facteur de caractérisation de la catégorie intermédiaire (*HTPi*)

(kg éq substance de référence/ kg émis) est calculé par la formule suivante ([26], [205], [206]) :

$$HTPi = \frac{HDFi}{HDFréférence} \quad \text{eq. 7}$$

Avec $HDFi$: C'est le facteur des dommages causés par la substance i et exprimé en DALY/kg émis.

HDF référence : C'est le facteur des dommages causés par la substance référence (chlorure de vinyle) et exprimé en DALY/kg émis.

- Effets respiratoires inorganiques

Dans la méthode IMPACT 2002+, les effets respiratoires comprennent les effets respiratoires organiques et les effets respiratoires inorganiques.

Les facteurs de caractérisation des effets respiratoires causés par les substances inorganiques sont donnés pour les émissions dans l'air. Les facteurs de caractérisation relatifs aux dommages sont exprimés en DALY/kg et proviennent de la méthode Eco-indicateur 99. [207]. La méthode Eco-indicateur 99 est une méthode D'AICV orientée dommages. Elle traite les dommages sur la santé humaine, sur la qualité des écosystèmes et sur les ressources [154]. Les facteurs de caractérisation sont basés sur le travail de Hofstetter (1998) qui utilise des études épidémiologiques pour évaluer les facteurs d'effet. Les facteurs de caractérisation intermédiaires sont exprimés en kg de $PM_{2,5}$ eq dans l'air/kg et sont obtenus en divisant le facteur de dommage de la substance considérée par le facteur de dommage de la substance de référence ($PM_{2,5}$ dans l'air) [205].

- Effets respiratoires organiques

Les facteurs de caractérisation des effets respiratoires organiques (HTP_{RO}) sont exprimés en kg d'éthylène dans l'air/kg. Le facteur de dommage de la substance considérée ($HDFi$) est divisé par le facteur de dommage de la substance de référence (éthylène dans l'air) (eq. 8).

$$HTP_{RO} = \frac{HDF_{RO}}{HDF_{\text{éthylène dans l'air}}} \quad \text{eq. 8}$$

Les facteurs de caractérisation de dommages sont exprimés en DALY/kg et tirés de la méthode Eco-indicateur 99 [207].

- Changement climatique

La catégorie intermédiaire du changement climatique ainsi que le dommage sur le changement climatique sont exprimés en kg d'équivalent CO₂ dans l'air/kg. Les facteurs de caractérisation pour le changement climatique sont exprimés en kg d'équivalent CO₂ dans l'air/kg et proviennent de la liste du Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) (GIEC 2001, et GIEC 2007 pour CH₄, N₂O et CO). Les potentiels de réchauffement global (PRG) pour un horizon de 100 ans sont utilisés dans la méthode IMPACT 2002+ (Bengoa et al., 2002). Le PRG exprime la quantité de forçage radiatif supplémentaire intégré dans le temps causé par l'émission d'un kilo de GES par rapport à la valeur de référence. La quantité de forçage radiatif intégré dans le temps causé par l'émission d'un kilogramme de GES est appelé Potentiel de Réchauffement Global Absolu de la planète (PRGA). Le facteur de caractérisation d'un GES (x) pour un horizon temporel (TH) est calculé par la formule suivante [208].

$$PRG_{x,TH} = \frac{PRGA_{x,TH}}{PRGA_{CO_2,TH}} \quad \text{eq. 9}$$

Avec :

PRG_{x,TH} : Potentiel de réchauffement global ou quantité de forçage radiatif supplémentaire intégré dans le temps causé par l'émission d'un kilo de GES (x) pour un horizon temporel (TH) par rapport à la valeur de référence.

PRGA_{x,TH} : Potentiel absolu de réchauffement de la planète ou quantité de forçage radiatif intégré dans le temps causé par l'émission d'un kilogramme de GES(x) pour un horizon temporel (TH).

2.3 Méthode Recipe 2016

ReCiPe 2016 est la mise à jour de la méthode ReCiPe 2008 et traite à la fois des catégories d'impacts à un niveau intermédiaire et des catégories de dommages (cf. Fig 43).

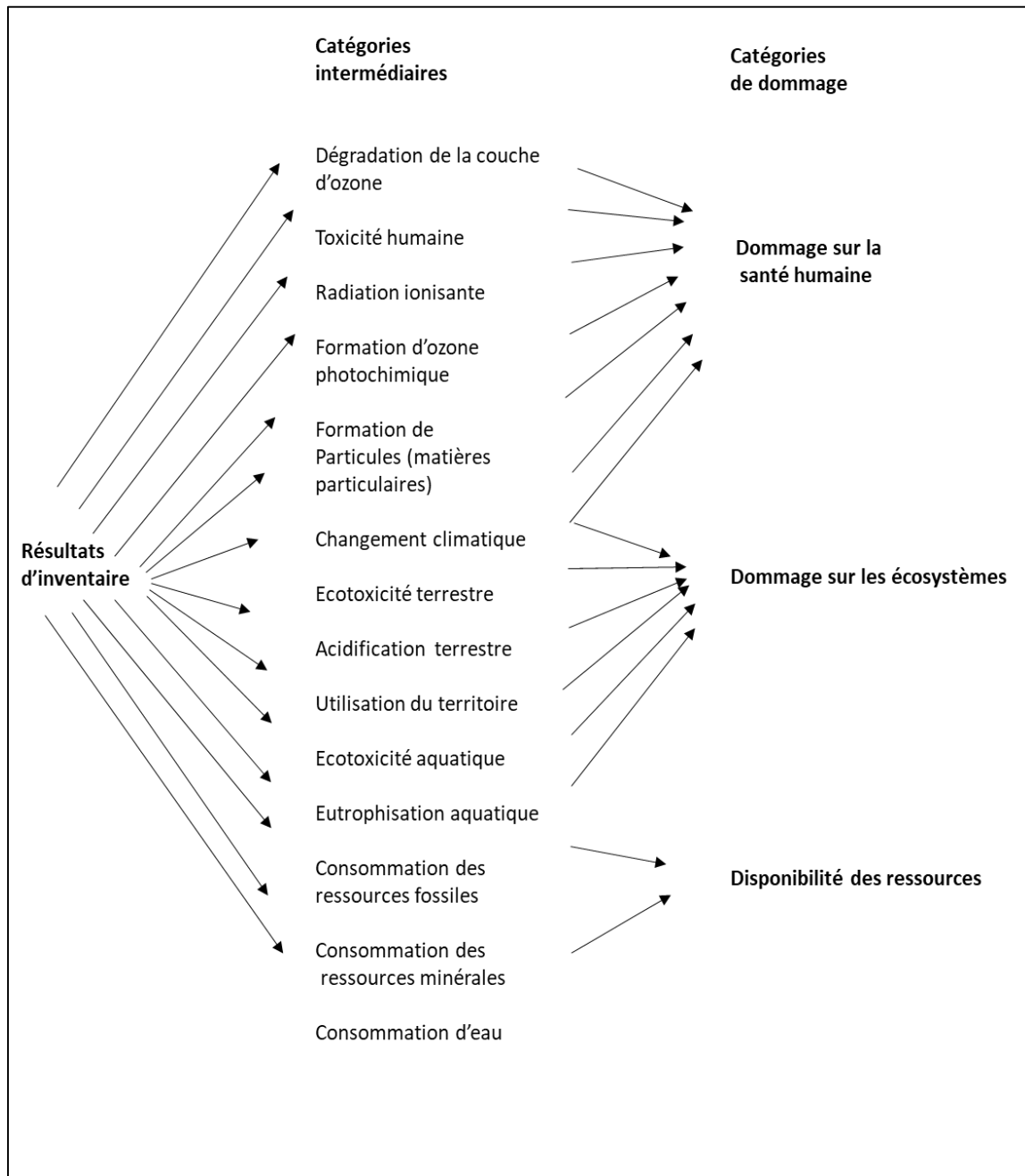


Figure 43: Les catégories intermédiaires et de dommages dans la méthode Recipe 2016 [178].

La méthode ReCiPe2016 est basée sur différentes échelles temporelles et différentes voies de transfert des impacts [154]. Dans Recipe, la catégorie Toxicité Humaine regroupe les effets cancérigènes et non cancérigènes, et les effets respiratoires liés aux composés organiques et inorganiques sont représentés par la formation d’ozone photochimique et la formation des particules respectivement. Selon les catégories d’impacts considérées, Recipe 2016 et IMPACT 2002+ considèrent soit des effets intermédiaires, soit uniquement des dommages soit des effets intermédiaires et de dommages. Un aperçu complet de ces deux méthodes est présenté dans le Tableau 14 ci-dessous. Le tableau 14 montre que les catégories d’impact considérées dans les deux méthodes sont les mêmes sauf pour quelques catégories. Par exemple pour la dégradation de la couche d’ozone et la formation d’ozone photochimique, les données d’impacts intermédiaires et de dommages sont incertaines pour IMPACT 2002+. Les effets respiratoires organiques ne sont pas considérés dans Recipe 2016.

Tableau 14: Vue d'ensemble des méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 [209].

Catégorie d'impact intermédiaire	Catégorie de dommages	IMPACT 2002+	Recipe 2016
Dégradation de la couche d'ozone	Santé humaine	-	I/D
Toxicité humaine Cancérigène	Santé humaine	I/D	I/D
Toxicité humaine Non cancérigène	Santé humaine	I/D	I/D
Particules fines Respiratoire inorganiques	Santé humaine	I/D	I/D
Respiratoire organiques	Santé humaine	I/D	-
Radiation ionisante	Santé humaine	I/D	I/D
Formation d'ozone photochimique	Ecosystème	-	I/D
Acidification Terrestre	Ecosystème	I/D	I/D
Acidification Aquatique	Ecosystème	I/D	-
Ecotoxicité aquatique	Ecosystème	I	I
Ecotoxicité terrestre	Ecosystème	I/D	I/D
Eutrophisation aquatique	Ecosystème	I/D	I/D
Eutrophisation terrestre	Ecosystème	I/D	I
Ecotoxicité Terrestre	Ecosystème	I/D	I/D
Ecotoxicité aquatique	Ecosystème	I/D	I/D
Occupation/transformation des terres Terrestre	Ressources	I/D	I/D
Consommation des ressources fossiles (Energie non renouvelable)	Ressources	I/D	I/D
Consommation des ressources minérales (Extraction de minerais)	Ressources	I/D	I/D
Changement climatique	Changement climatique	I/D	I/D

I : effets Intermédiaires

D : Dommages

2.4 Calcul des facteurs de caractérisation dans la méthode Recipe 2016

- Effets cancérigènes et non cancérigènes

Dans la méthode Recipe 2016, le facteur de caractérisation des effets cancérigènes et non cancérigènes se compose d'une fraction d'absorption (iF), d'un facteur combiné d'effet et de dommage (EF) et du facteur de caractérisation du 1,4-dichlorobenzène. Ce facteur de caractérisation (=potentiel de toxicité) est spécifique au compartiment (eau, air, sol) dans lequel la substance a été émise, à la voie d'absorption (orale ou inhalation), à l'échelle (continentale, modérée, tropicale, arctique) et à l'effet (cancérigène, non cancérigène). Le facteur de caractérisation de la substance x émise dans le compartiment i est présenté dans l'équation 10 :

$$HTPx_i = \sum_r \sum_g \frac{iFx_{i,r,g} \times EFx_r}{iF(DCB)_{r,g} \times EF(DCB)_r} \quad eq. 10$$

Avec :

- $HTPi, x$ représente le facteur de caractérisation pour les effets cancérigènes ou non cancérigènes des substances x au compartiment d'émission i (kg 1,4DCB à l'air urbain eq. /kg).

- $iFx_{i,r,g}$, est la fraction de l'absorption par la population humaine de la substance x à l'échelle géographique g via la voie d'absorption r émise vers le compartiment i [210].

- EFx_r est le facteur d'effet cancérigène ou non cancérigène de la substance x pour la voie d'absorption r liée à la perspective culturelle c , reflétant la modification de l'incidence de la maladie sur la vie entière due à une modification de l'absorption de la substance et de la voie d'absorption en question [208].

Pour les effets cancérigènes et non cancérigènes, les relations dose-effet ont été exprimées par la dose efficace pour 50% des individus exposés (ED50) [210], [211]. Le dommage sur la santé humaine (catégorie de dommages) est exprimé en nombre d'années de vie perdues et en nombre d'années de vie vécues avec un handicap. L'unité utilisée est le DALY [210].

- Formation des particules fines

La chaîne de cause à effet de la formation des particules dans l'atmosphère aux dommages sur la santé humaine est présentée dans la figure 4. L'étape des émissions NO_x , NH_3 , SO_2 ou $PM_{2,5}$ primaires dans l'atmosphère est suivie par leur transformation en

aérosols secondaires dans l'air. Puis, les $PM_{2,5}$ peuvent être inhalés par la population humaine, conduisant à des dommages définitifs sur la santé humaine exprimés en DALY et à un nombre accru de cas de mortalités. Pour le calcul d'effet, les $PM_{2,5}$ sont considérées comme des substances chimiques sans seuil pour lesquelles un effet peut apparaître quelle que soit la dose administrée [208], [212].

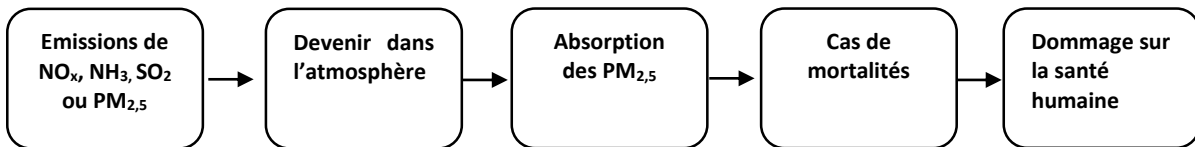


Figure 44: Chaîne de cause à effet des émissions des particules dans l'atmosphère jusqu'au dommage sur la santé humaine

Les potentiels de formation de particules (PF_{PM}) sont exprimés en équivalents de $PM_{2,5}$ en divisant $iF_{x,i}$ par la moyenne mondiale $iF_{PM_{2,5} monde}$.

$$PF_{PM} = \frac{iF_{x,i}}{iF_{PM_{2,5},monde}} \quad \text{eq. 11}$$

Avec:

$iF_{x,i}$: La fraction absorbée (iF) de particules fines, due aux émissions dans la région i pour la substance x .

$iF_{PM_{2,5} monde}$: La fraction absorbée (iF) de particules fines, due aux émissions dans la région i pour les $PM_{2,5}$ dans le monde.

[213]

Formation d'ozone photochimique, santé humaine

La chaîne de cause à effet de la formation d'ozone photochimique est présentée dans la figure 45.

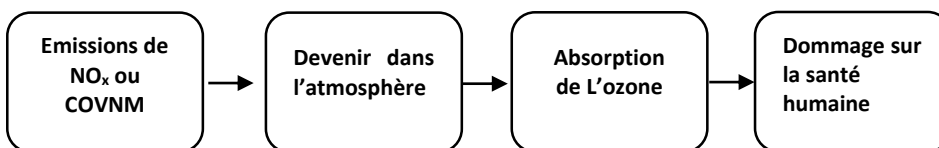


Figure 45: La chaîne de cause à effet de la formation d'ozone photochimique pour le dommage sur la santé humaine (adapté de National institute for Public Health and the Environment, 2017).

La modélisation de l'émission aux dommages, est divisée en cinq étapes consécutives, présentées dans la figure 45. Une émission de NO_x ou de $COVNM$ est suivie par une réactivité dans l'atmosphère (le devenir atmosphérique). Les NO_x et les $COVNM$

sont transformés dans l'air en ozone. Par suite, l'ozone peut être inhalé par la population humaine entraînant une augmentation du nombre de cas de morbidité. Sa dangerosité n'est pas liée à sa concentration mais à la fréquence de son exposition et il n'y a pas de seuil. Les effets de l'ozone ne sont pas calculés. Le dommage sur la santé respiratoire due à l'exposition à l'ozone est exprimé en DALY.

Le potentiel de création d'ozone photochimique (PCOP) pour la santé humaine est exprimé en équivalents NO_x en divisant $iF_{x,i}$ par la moyenne mondiale pondérée des émissions NO_x dans le monde ($iF_{NOx,monde}$), (cf eq. 12). La fraction d'absorption d'ozone (iF) par l'homme due aux émissions dans la région i est déterminée pour la substance x ($iF_{x,i}$) [213].

$$PCOP = \frac{iF_{x,i}}{iF_{NOx,monde}} \quad \text{eq.12}$$

- Changement climatique

L'émission d'un GES (kg) entraîne une augmentation de la concentration atmosphérique de GES (ppb) qui, à son tour, augmentera la capacité de forçage radiatif (W/m^2), entraînant une augmentation de la température mondiale moyenne ($^{\circ}C$). Le changement climatique peut entraîner des dommages sur la santé humaine et sur les écosystèmes. Le facteur de caractérisation intermédiaire du changement climatique est le potentiel de réchauffement global (PRG) exprimé en kg CO₂eq (cf. parag.2.2 changement climatique)

Le facteur de caractérisation du changement climatique est le potentiel de réchauffement global, basé sur le rapport du GIEC. L'horizon temporel varie de 20 ans, 100 ans et 1000 ans pour les perspectives individualiste, hiérarchique et égalitaire respectivement.

Dans les études antérieures concernant la filière bois-énergie, aucune n'a porté son intention sur la comparaison des méthodes de caractérisation des impacts et des différences de résultats de calcul d'impact pouvant exister selon l'une ou l'autre des méthodes de calculs utilisées. Ces différences constituent une question scientifique qui mérite d'être analysée tant du point de vue des émissions contributrices d'un impact dans telle ou telle méthode, que du point de vue de la caractérisation même de cet impact dans telle ou telle méthode.

3. Méthodologie d'approche pour la comparaison

Dans ce paragraphe, une étude comparée de deux méthodes d'AICV pour le scénario S3 est réalisée. A titre de rappel le scénario S3 se compose des étapes d'exploitation forestière, du transport de la forêt aux industries de production des granulés, de la production des granulés, du transport des industries de production des granulés vers le poêle à granulés et de la combustion de bois dans un poêle à granulés Hoben labellisé « Flamme verte 7 étoiles ».

Les deux méthodes sélectionnées sont la méthode IMPACT 2002+ et la méthode Recipe 2016 qui est la plus utilisée en ACV bois énergie (cf chapitre 1). Vue les différences de classification des impacts entre les deux méthodes, les catégories d'impacts comparées sont présentées dans le tableau 15. Ce tableau montre que les effets cancérigènes, non cancérigènes et le réchauffement climatique ont les mêmes dénominations dans les deux méthodes. Les effets respiratoires organiques dans la méthode IMPACT 2002+ induisent des effets directs alors que dans la méthode Recipe 2016, un seul effet est considéré (formation d'ozone, santé humaine). Il s'agit d'un effet indirect lié à la formation du mauvais ozone et ayant pour conséquence des impacts sanitaires sur le système respiratoire. Dans le cas des effets respiratoires inorganiques, les deux méthodes traitent d'effets directs mais seule la dénomination des catégories d'impacts est différente. Il s'agit de la formation des particules fines [214].

Tableau 15: Comparaison entre les méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 pour les effets cancérigènes et non cancérigènes

Effets cancérigènes/non cancérigènes	IMPACT 2002+	Recipe 2016
Dénomination	Cancérigène/ non cancérigène	Toxicité cancérigène pour l'homme/ Toxicité non cancérigène pour l'homme
Modèle de caractérisation	Impact 20032 (Pennington <i>et al.</i> 2005)	USES-LCA 2.0 [215]
Mode d'exposition	Inhalation et différents modes d'ingestion	Inhalation et différents modes d'ingestion
Modélisation de l'effet	ED10*	ED50*
Horizon temporel	Infini	Infini, 100 ans pour les métaux
Compartiments d'émissions	Air, eau, sol	Air, eau, sol
Région modélisée	Europe	Monde
Nombres de substances considérées dans le modèle	800	1204
Unité	Chloroethylene équivalents	1,4-DCB equivalents
Respiratoires inorganiques	IMPACT 2002+	Recipe 2016
Dénomination	Respiratoires inorganiques	Formation des particules fines
Modèle de caractérisation	Hofstetter (1998)	Goedkoop <i>et al.</i> (2013)
Modèle de devenir	Données empiriques	Données empiriques
Modélisation de l'effet	Relation dose/réponse	Relation dose/réponse
Horizon temporel	Infini	20,100 ans ou infini
Compartiments d'émissions	Air	Air
Région modélisée	Europe	Europe
Nombres de substances considérées dans le modèle	6 (primaires PM ₁₀ et PM _{2,5} ; SO ₂ , NO ₂ ; secondaires PM ₁₀ à partir de NO ₂ , SO ₂)	10 (NH ₃ , nitrate, NO _x , PM, oxydes de soufre)
Unité	PM _{2,5} équivalents	PM _{2,5} équivalents
Respiratoires organiques	IMPACT 2002+	Recipe 2016
Dénomination	Respiratoires organiques	Formation d'ozone photochimique

Chapitre III

Modèle de caractérisation	Hofstetter (1998)	Van Zelm et al. (2016)
Modèle de devenir	Données empiriques	Données empiriques
Modélisation de l'effet	POCP Jenkin et al. (1999)	POCP Jenkin et al. (1999)
Horizon temporel	Infini	Infini
Compartiments d'émissions	Air	Air
Région modélisée	Europe	Europe
Nombres de substances considérées dans le modèle	130	132
Unité	kg C ₂ H ₄ équivalents	kg NO _x équivalents
Changement climatique	IMPACT 2002+	Recipe 2016
Modèle de caractérisation	GWP de IPCC	GWP de IPCC
Indicateur	Forçage radiatif	Forçage radiatif
Horizon temporel (années)	500	100
Région modélisée	Globale	Globale
Nombre de substances considérée dans le modèle	78	183
Unité	CO ₂ équivalents	CO ₂ équivalents

ED10 et ED50* : Ce sont les doses journalières sur une vie entière de la substance pour lesquelles 10% (ED10) ou 50% (ED50) de la population est affectée [211].*

Une fois les catégories d'impact dans les deux méthodes définies, la méthodologie d'approche adoptée pour la comparaison entre IMPACT 2002+ et Recipe 2016 est présentée dans la figure 46.

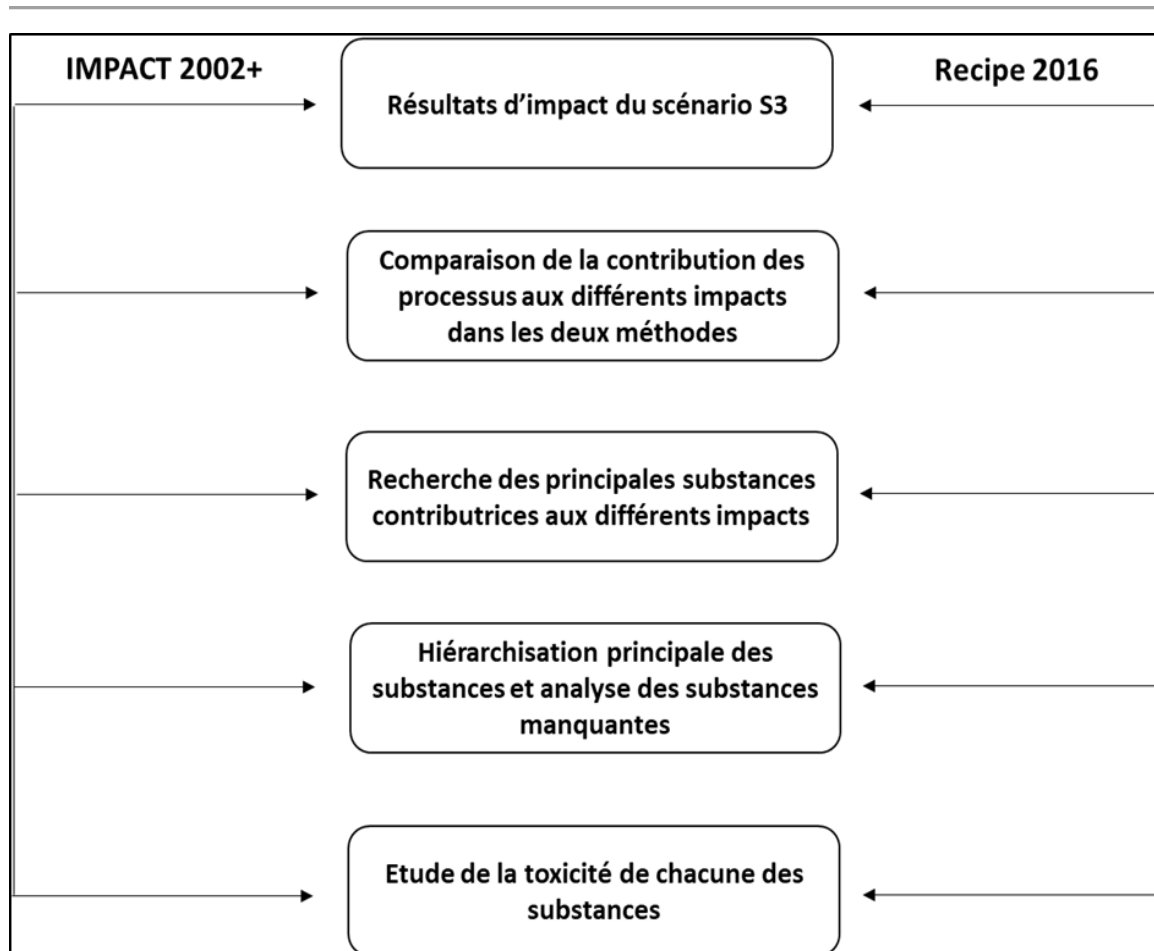


Figure 46: Méthodologie d'approche pour la comparaison entre IMPACT 2002+ et Recipe 2016.

Les deux méthodes ont été appliquées au scénario S3 ayant le plus d'impacts et ont été comparées en fonction de la contribution de chaque processus élémentaire et des principales substances contributrices aux différents impacts. La hiérarchisation des substances contributrices nous a permis de discuter de leur probable toxicité et de discuter des résultats d'impacts obtenus selon l'utilisation de l'une ou l'autre des méthodes de calculs.

3.1 Contribution des processus aux effets cancérigènes

La figure 47 présente la contribution de chaque processus de notre système à l'impact cancérigène selon les deux méthodes d'AICV : IMPACT 2002+ et Recipe 2016. La figure suivante met en évidence de grosses différences quant aux diverses contributions des processus.

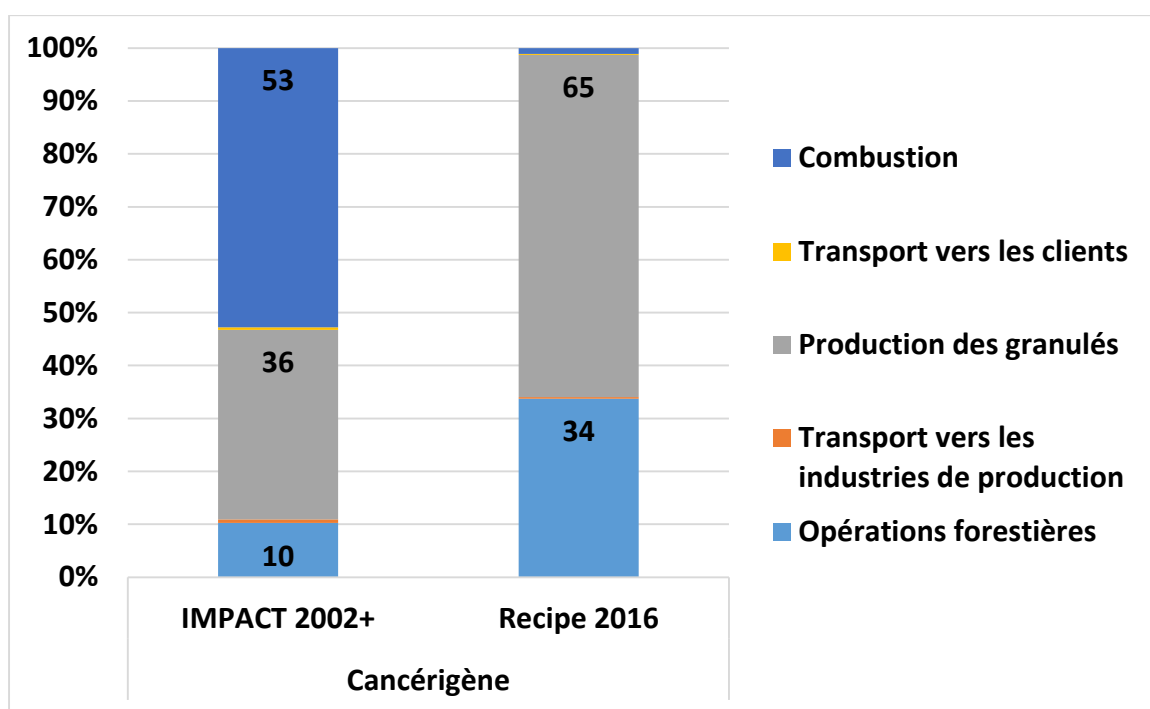


Figure 47: Contribution des processus à l'effet cancérigène selon IMPACT 2002+ et Recipe 2016.

Les résultats obtenus par IMPACT 2002+ montrent que 53% de cet impact sont causés par l'étape de combustion, suite aux émissions de BaP dans l'air. En outre, l'emballage en polyéthylène des granulés provoque l'émission des hydrocarbures aromatiques dans l'air qui contribuent à 36% de la totalité des effets cancérigènes.

Selon la méthode Recipe 2016, 65% de la totalité de l'impact est causé par l'étape de production des granulés. L'utilisation de l'électricité dans l'étape de production des granulés est responsable des émissions de chrome (Cr) dans l'eau. Il provient du traitement des cendres de lignite (processus intervenant dans l'utilisation d'électricité) comme le montre la figure 8. Le Cr est un polluant très important surtout à cause de sa grande mobilité vers les sources d'eau et par ses propriétés toxiques [216].

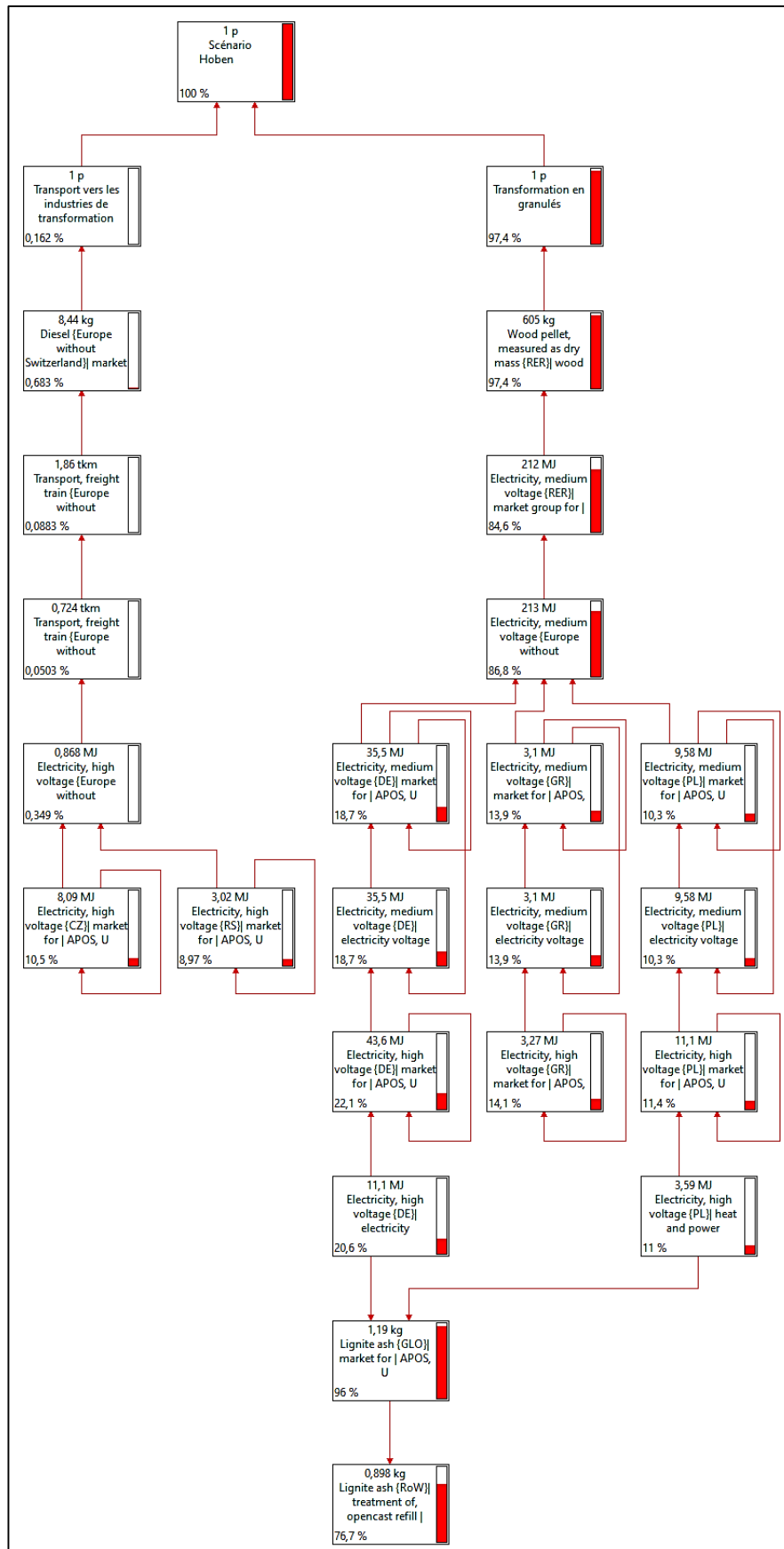


Figure 48: Les processus élémentaires impliqués dans l'émission du Cr(VI) dans l'eau du scénario S3 (Simapro_Méthode Recipe 2016).

Du Cr dans l'air est aussi décelé qui contribue à 34% de la totalité de cet impact. La production de l'abatteuse et de la débardeuse dans l'étape d'exploitation forestière (71%) sont responsables des émissions du Cr dans l'air (figure 49). Le chrome est un élément d'alliage important dans l'acier inoxydable, mais nocif pour l'environnement. Un certain nombre de phases minéralogiques présentes dans la matrice du laitier peuvent contenir du Cr et provoquer une lixiviation du Cr. Les autres préoccupations environnementales sont les poussières de scories et les fuites de Cr dans l'atmosphère [217].

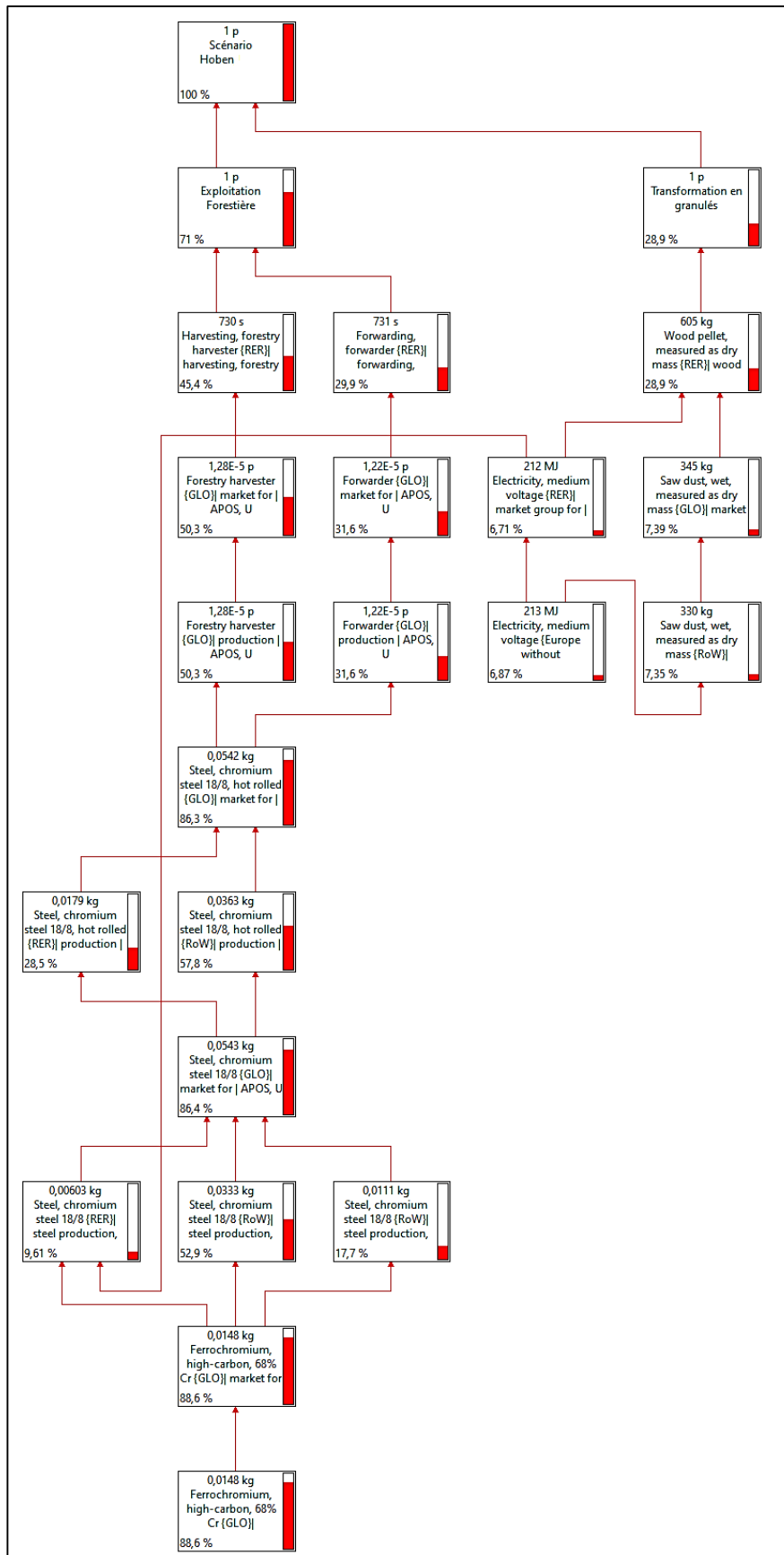


Figure 49: Les processus élémentaires impliqués dans l'émission du Cr(VI) dans l'air (Simparo_Méthode Recipe 2016).

L'utilisation de la méthode IMPACT 2002+ entraîne donc une sous-estimation des effets cancérigènes attribués à l'utilisation de l'électricité pendant la phase de production des granulés. D'autre part, l'utilisation de la méthode Recipe 2016 néglige l'importance de l'étape de combustion des granulés et des émissions de BaP dans l'air.

La contribution des processus à l'impact cancérigène et les types de polluants responsables de cet impact diffèrent donc entre les deux méthodes. Ce constat nous amène à comparer la classification des polluants dans les différents compartiments de l'environnement dans chacune des deux méthodes afin de trouver les différences d'émissions, le degré de toxicité des polluants et leurs destinations. Nous nous sommes intéressées à la liste des six polluants les plus contributeurs à cet effet. Le tableau 16 hiérarchise les polluants selon les deux méthodes en allant du plus contributeur à l'effet cancérigène au moins contributeur. Etant donné que le modèle de caractérisation diffère dans les deux méthodes, et pour rendre la comparaison significative, le pourcentage de contribution de chaque polluant à l'impact cancérigène total dans chacune des deux méthodes est calculé.

Tableau 16: Contribution des éléments chimiques à l'impact cancérigène selon les méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016

Impact cancérigène					
IMPACT 2002+			Recipe 2016		
Polluants	Compartiment	%	Polluants	Compartiment	%
BaP	air	54	Cr(VI)	eau	73
Hydrocarbures aromatiques	air	28	Cr(VI)	air	13
HAP	air	8	Formaldéhyde	air	8
Hydrocarbures aromatiques	eau	4	Nickel	air	3
2,3,7,8 TCDD	air	2	BaP	air	1
As	eau	2	2,3,7,8 TCDD	air	0,5

Dans la méthode IMPACT 2002+, différentes classes d'hydrocarbures sont distinguées et classées dans les différents compartiments de l'environnement (l'air et l'eau). Des études sur des travailleurs exposés aux mélanges de HAP ont montré un risque accru des cancers cutanés, pulmonaires, de la vessie et des cancers gastro-intestinaux [218]. La cause principale de ces cancers ne peut pas être assimilée aux HAP seuls d'autant plus que ces travailleurs étaient exposés à d'autres agents cancérigènes comme les amines aromatiques. Des études en laboratoire sur des animaux exposés à de fortes

concentrations de HAP aboutissent à un développement de cancer de poumon par inhalation, de cancer de l'estomac par ingestion des HAP dans les aliments, et de cancer de la peau par voie cutanée. Les cancers chez les animaux sont essentiellement provoqués suite à l'exposition au BaP [219].

Le BaP dans l'air est le seul hydrocarbure qui apparaît dans les six premiers polluants de la méthode Recipe 2016 avec une contribution de 1% à la totalité de l'impact cancérigène. Cette molécule est classée dans le groupe 1 (l'agent est cancérigène pour l'homme) pour ses effets cancérigènes par le CIRC, et classé dans le groupe 2 (l'agent ou le mélange est probablement cancérigène pour l'homme) par l'Union Européenne, et cancérigène pour l'homme par l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis (US EPA) et l'INERIS [220]. Les recherches rapportées dans la littérature ne mènent pas à des conclusions quant aux effets cancérigènes du BaP seul sur la santé humaine [221]. Les études décrivant la survenue de cancers chez l'homme sont liées à l'exposition à différents mélanges contenant du BaP. Par exemple, le cancer des poumons est provoqué par les activités liées au charbon tels : la production, la gazéification du charbon [220]. Chez les animaux, l'exposition par inhalation à cette molécule provoque des lésions des voies respiratoires tandis que par voie orale, elle provoque des tumeurs dans divers organes.

La 2,3,7,8 TCDD dans l'air contribue à 2% et à 0,5% de l'effet cancérigène dans les méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 respectivement. Les avis quant à la classification de la 2,3,7,8 TCDD divergent. Elle est classée en groupe 1, cancérigène pour l'homme par le CIRC. Pour l'US EPA, cette substance était en classe A (substance cancérigène pour l'homme) mais elle n'est plus répertoriée dans l'IRIS (Integrated Risk Information System). L'évaluation de sa toxicité par inhalation est toujours en cours par l'US EPA [222]. Des études épidémiologiques ont montré que l'exposition à la TCDD est associée à l'augmentation du risque de cancer, surtout le cancer du poumon, le Sarcome des Tissus Mous (STM) et le Lymphome Non Hodgkinien (LNH) [223]. Des cancers du sein chez les femmes et des poumons sont aussi détectés. Une augmentation du risque de cancer gastro-intestinal et du cancer du foie est aussi décrite [224], [225].

La présence d'As dans l'eau est repérée dans la méthode IMPACT 2002+ et contribue à 2% de l'effet cancérigène. Cet élément non défini comme élément cancérigène dans la méthode Recipe 2016, est de même non classé cancérigène par

l'Union Européenne [226]. L'As et ses composés sont cancérigènes pour l'homme (Groupe 1) selon le CIRC-IARC. Il appartient à la classe A (cancérigène pour l'homme) selon la classification US EPA (IRIS) [227]. L'exposition à l'As peut se faire soit par voie orale ou par inhalation. L'As affecte principalement la peau, la vessie et les poumons [228]–[231]. Il peut aussi provoquer des risques de cancer de rein, du foie et de la prostate [232]. Contrairement à la plupart des produits chimiques dont la cancérogénicité humaine est extrapolée à partir des études sur les animaux, les études des effets cancérigènes de l'As sont disponibles principalement chez l'homme [233].

Dans la méthode Recipe 2016, les émissions du Cr(VI) dans l'eau et dans l'air contribuent à 73% et 13% de l'effet cancérigène respectivement. Le Cr(VI) n'est pas défini dans la méthode IMPACT 2002+. Les composés du Cr(VI) appartiennent au groupe 1 (cancérigène pour l'homme) selon la classification du CIRC-IARC. Selon l'US-EPA, la classification du Cr dépend de son mode d'exposition chez l'homme. Il appartient au groupe A (substance cancérigène pour l'homme) pour l'exposition par inhalation et au groupe D (substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme) pour l'exposition par voie orale [234], [235]. Des études épidémiologiques ont montré que le Cr(VI) est responsable de l'apparition du cancer de prostate chez les hommes [236]. Le Cr(VI) peut conduire aussi au cancer des poumons, des fosses nasales et des sinus paranasaux [237]. Il provoque le cancer de l'estomac et augmente le risque du cancer du cerveau et de lymphome malin [238], [239].

Le formaldéhyde dans l'air contribue à 8% de l'effet cancérigène dans la méthode Recipe 2016. Sa contribution est négligeable dans la méthode IMPACT 2002+ et ne fait pas partie des six premiers éléments cancérigènes. L'Union Européenne a classé le formaldéhyde cancérigène en groupe 3 (l'agent ne peut être classé du point de vue de sa cancérogénicité pour l'homme). L'IARC a classé le formaldéhyde dans le groupe 1 puisqu'il peut être à l'origine du cancer du nasopharynx chez l'homme. Le formaldéhyde peut provoquer l'apparition des cancers pulmonaires. Le potentiel cancérigène chez les animaux a été prouvé dans plusieurs études [227].

Le nickel (Ni) dans l'air contribue à 3% de l'effet cancérigène dans la méthode Recipe 2016. Il provient du Diesel utilisé dans l'étape d'exploitation forestière. Ce polluant fait partie des polluants non définis dans la méthode IMPACT 2002+. L'Union européenne classe le Ni dans le groupe 3 : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets

cancérogènes possibles. Il est classé dans le groupe 1 : cancérogène pour l'homme par l'IARC-CIRC [240]. Le Ni est un oligoélément que l'on peut trouver dans l'eau, le sol ou l'air. Les hommes sont exposés à cet élément par voie orale, cutanée ou par inhalation. Le risque de cancer est dû à l'exposition par inhalation. Le principal effet de l'exposition au Ni est le cancer de voies respiratoires dans les poumons et les sinus nasales [241].

Pour le bois énergie et pour le scénario étudié, les effets cancérogènes dans les deux méthodes diffèrent par le modèle de caractérisation, le modèle de devenir, la région modélisée et le nombre de substances définies. La méthode IMPACT 2002+ considère 88 éléments qui se répartissent dans l'eau, l'air et le sol. Dans la méthode Recipe 2016, 112 éléments sont considérés dans les différents compartiments de l'environnement. En comparant les six premiers éléments qui contribuent le plus aux effets cancérogènes, nous remarquons que la méthode Recipe 2016 met en valeur l'effet cancérogène des métaux (Cr(VI) et Ni). Ces éléments ne sont pas définis dans la méthode IMPACT 2002+. D'un autre côté l'As considéré dans la méthode IMPACT 2002+ n'est pas défini dans la méthode Recipe 2016. La répartition des éléments chimiques, leurs types et leurs degrés de toxicité diffèrent dans les méthodes.

3.2 Contribution des processus aux effets non cancérogènes

La contribution des processus aux effets non cancérogènes selon les deux méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 est présentée dans la figure 50. La figure 50 montre une contribution des mêmes processus avec quelques petites variantes.

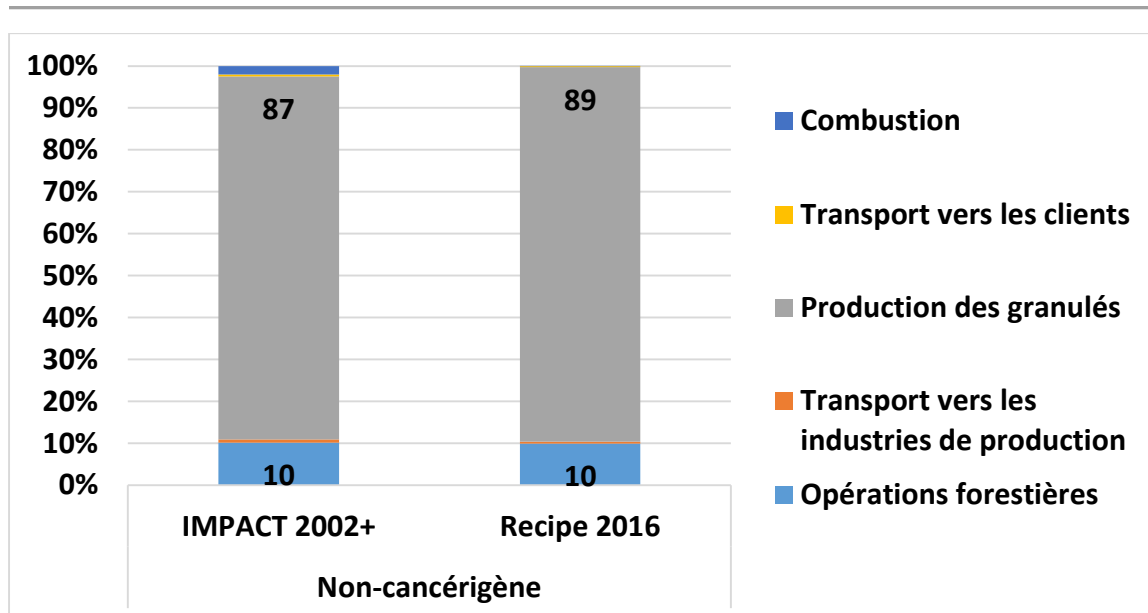


Figure 50: Contribution des processus aux effets non cancérogènes selon IMPACT 2002+ et Recipe 2016.

Dans les deux méthodes, l'étape de production des granulés contribue le plus aux impacts non cancérogènes avec des pourcentages de 87% et 89% respectivement pour les méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016. Dans la méthode IMPACT 2002+, le Zn dans le sol et l'As dans l'eau sont les plus contributeurs à l'impact non cancérogène. Le Zn dans le sol provient de l'utilisation des engrais de zinc nécessaires pour la croissance de maïs qui est à la base des liants des granulés produits. L'As dans l'eau est émis suite à l'utilisation d'électricité dans l'étape de production des granulés comme déjà décrit dans le chapitre 2.

Pour la méthode Recipe 2016, on remarque que le Zn dans le sol, l'air et l'eau est le plus contributeur aux effets non cancérogènes. Comme pour IMPACT 2002+, l'utilisation des engrais de zinc pour la croissance des maïs aboutit aux émissions de Zn dans le sol. L'utilisation d'électricité aboutit aux émissions de Zn dans l'air (Cf. Fig. 51). Le Zn dans l'eau est lié à l'usure des pneus des moyens de transports durant le procédé de fabrication des granulés (Cf Fig 52). En effet, le zinc est un agent de vulcanisation du caoutchouc. Bien que le zinc reste généralement adsorbé au sol, des cas de lixiviation sont signalés sur des sites d'élimination des déchets. Il se dépose principalement dans les sédiments par adsorption et précipitation [242].

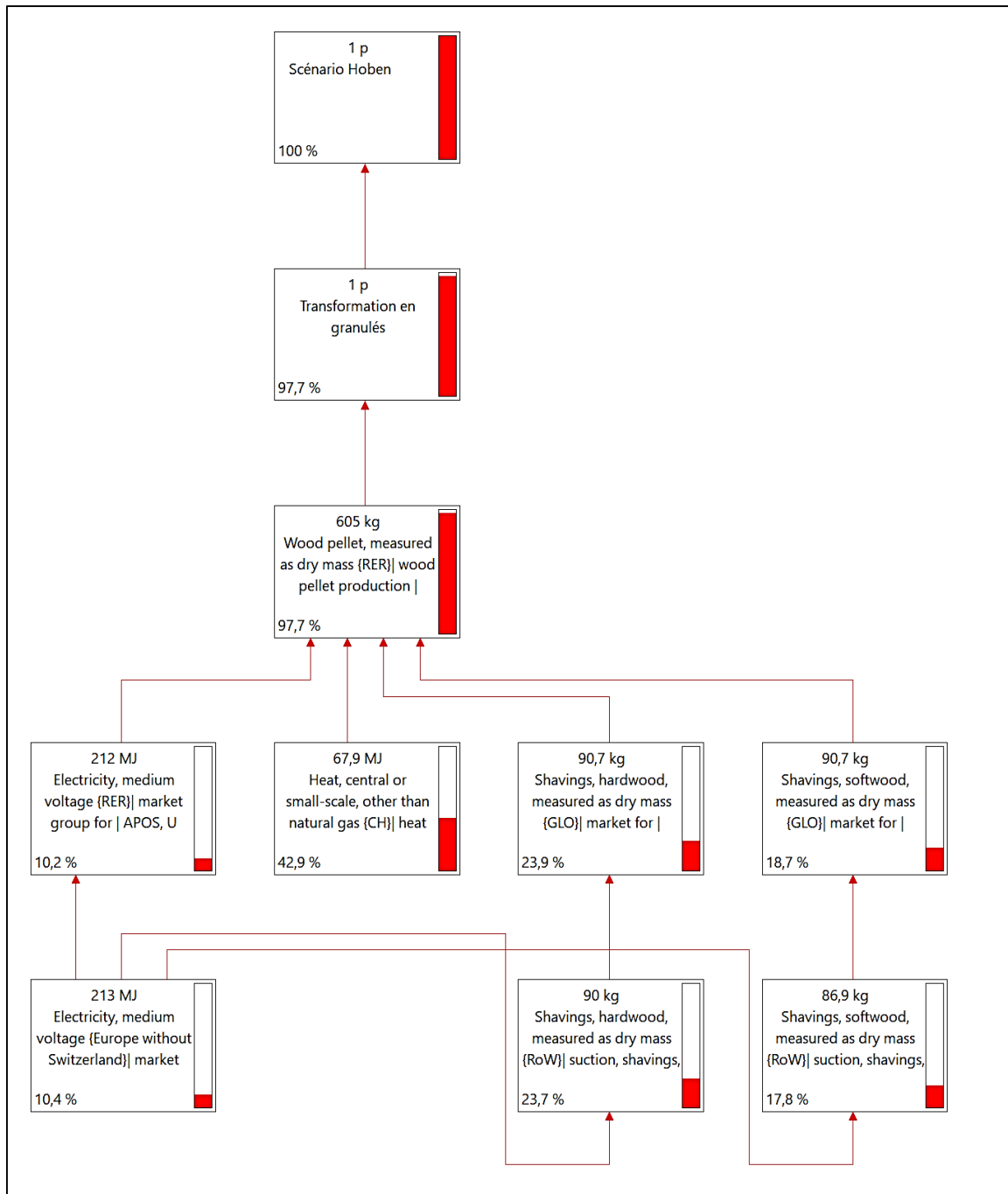


Figure 51: Les processus élémentaires impliqués dans l'émission du Zn dans l'air (Simapro_Méthode Recipe 2016).

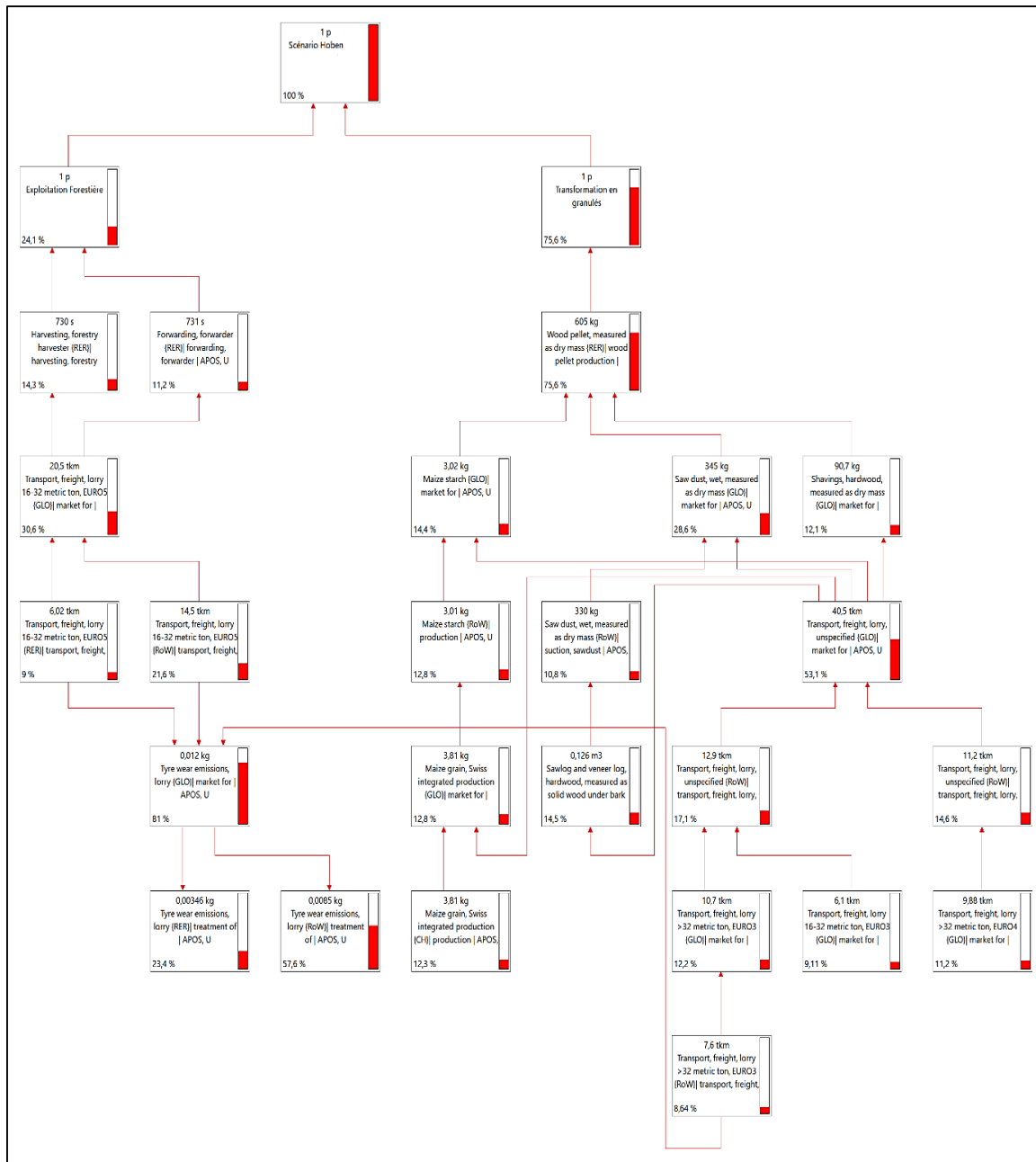


Figure 52: Les processus élémentaires impliqués dans l'émissions du Zn dans l'eau (Simapro_Méthode Recipe 2016).

Bien que les résultats de contribution des différents processus à l'impact non cancérigène soient similaires dans les deux méthodes, le type et la hiérarchisation des polluants pris en compte varie (cf. Tab. 17).

Tableau 17 : Contribution des éléments chimiques à l'impact non cancérigène selon les méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016.

Impact non cancérigène					
IMPACT 2002+			Recipe 2016		
Polluants	Compartiment	%	Polluants	Compartiment	%
Zn	sol	37	Zn	sol	57
As	eau	22	Zn	eau	15
2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p- dioxine	air	11	Zn	air	13
As	sol	8	Plomb	air	8
As	air	3	Cadmium	sol	2
Ba	eau	3	Ba	eau	2

Dans les deux méthodes, le Zn dans le sol est l'élément qui contribue le plus aux effets cancérigènes (37% et 57% respectivement pour les méthodes IMPACT2002+ et Recipe 2016).

La contribution du Zn dans l'air apparaît dans la méthode Recipe 2016 avec 15% de contribution aux effets non cancérigènes. Le Zn est le deuxième métal de transition le plus abondant chez l'homme après le fer. C'est un oligo-élément essentiel à la croissance et au développement [243]. Une fois le niveau de Zn augmente des problèmes de santé apparaissent. Une trop grande quantité de zinc peut provoquer par exemple des crampes d'estomac. L'exposition au zinc peut aboutir à des douleurs abdominales, des nausées, des vomissements, des ulcères et des épisodes de constipation [244]. Il pénètre dans l'organisme par inhalation. Le Zn dans l'air pénètre par inhalation des fumées d'oxyde de zinc. Il peut provoquer une fièvre des métaux qui se caractérise par des symptômes des frissons, de la fièvre, des nausées et des vomissements [245].

Le Zn présent dans l'eau contribue à 13% de la totalité des effets non cancérigènes dans la méthode Recipe 2016. Il pénètre dans l'organisme par voie orale. L'eau potable peut contenir du Zn dont la concentration augmente si l'eau est stockée dans des réservoirs métalliques.

L'As dans l'eau, l'air et le sol contribue aux effets non cancérigènes dans la méthode IMPACT 2002+. La présence d'As dans les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol) provient de l'utilisation d'électricité dans l'étape de production des granulés. Suite à l'ingestion d'As, des effets aigus sont observés. Elle cause des problèmes gastro-intestinaux associés par des nausées, des vomissements, des

hémorragies gastro-intestinales, des douleurs abdominales et des diarrhées. Dans les jours qui suivent l'exposition à l'As, des effets sur le système nerveux et la peau peuvent aussi apparaître. Les effets sur la peau sont les signes les plus précoces traduisant une intoxication par l'As. Pour une exposition par voie orale, les effets chroniques qui apparaissent sont les suivants : des effets sur la peau, des effets sur le système cardiovasculaire, des effets respiratoires, neurologiques, gastro intestinal, sanguin et un risque développement de diabète [227]. Dans la méthode Recipe 2016, l'As appartient aux substances non définies par la méthode.

Le 2,3,7,8 TCDD dans l'air contribue à 11% des effets non cancérigènes avec la méthode IMPACT 2002+. Il provient de l'étape de production des granulés, spécifiquement de l'utilisation d'électricité. Le 2,3,7,8 TCDD cause des effets dermatologiques et une augmentation transitoire des enzymes hépatiques. L'exposition aux dioxines peut aussi causer des maladies cardiovasculaires [246].

Le Ba dans l'eau est quantifié dans les deux méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016. La contribution du Ba aux effets non cancérigènes est comparable entre les deux méthodes (3% et 2% pour les méthodes IMPACT2002+ et Recipe 2016 respectivement). Le Ba dans l'eau dans les deux méthodes est émis suite à l'utilisation de diesel, spécifiquement des rejets de l'eau des raffineries de pétrole dans l'étape d'exploitation forestière (39%) et dans l'étape de production des granulés (33%). Le Ba peut pénétrer dans le corps humain à travers la chaîne alimentaire. Cela cause des symptômes gastro-intestinaux, une hypertension aigue, l'arythmie cardiaque et la paralysie des muscles squelettiques. En fonction de la dose de sel de Ba ingéré, des cas de décès peuvent être observés[247].

Le plomb (Pb) dans l'air contribue à 8% des effets non cancérigènes dans la méthode Recipe 2016. Il n'est pas considéré dans la méthode IMPACT 2002+. Le Pb est émis dans l'air à cause de la production industrielle des granulés. Le Pb est présent dans l'air du fait d'émissions industrielles liés par exemple aux incinérations des déchets [248]. Le Pb est une substance toxique qui s'accumule dans l'organisme. Le Pb peut se diffuser dans l'organisme et atteindre le cerveau, le foie, les reins et les os. Il s'accumule dans les dents et les os [249]. Les effets observés au niveau du système nerveux périphérique et central sont les suivants : troubles mentaux organiques, neuropathies périphériques et encéphalopathie. Des atteintes rénales, une augmentation de la pression artérielle, des

effets sur la thyroïde, sur le système immunitaire ou la croissance des os chez les enfants sont observés [250].

2% de la totalité des effets non cancérigènes sont causés par la présence du cadmium dans le sol dans la méthode Recipe 2016. Cet élément n'apparaît pas parmi les six premiers éléments contributeurs aux effets non cancérigène dans la méthode IMPACT 2002+. Le Cd dans le sol provient de l'étape de production des granulés. Le Cd est un polluant toxique qui pénètre dans l'environnement principalement à partir de l'application d'herbicides, d'engrais chimiques et de pesticides, ou encore l'irrigation avec des eaux souterraines contaminées et est ensuite transféré dans la chaîne alimentaire [251], [252]. Dans notre système, le Cd présent dans le sol est absorbé par le maïs qui est utilisé pour la fabrication des liants de maïs utilisés dans l'étape de production des granulés. Par voie orale, l'intoxication au Cd aboutit à une augmentation de dysfonctionnement rénaux qui peuvent induire la mort. Le Cd peut aussi engendrer des neuropathies périphériques [253].

Les effets non cancérigènes dans les deux méthodes diffèrent par le modèle de caractérisation, le modèle de devenir, la région modélisée et le nombre de substances défini. Pour le bois énergie et pour le scénario étudié la méthode IMPACT 2002+ considère 306 éléments qui se répartissent dans l'eau, l'air et le sol. Dans la méthode Recipe 2016, 314 éléments sont considérés dans les différents compartiments de l'environnement. En comparant les six premiers éléments qui contribuent le plus aux effets non cancérigènes, nous remarquons que dans les deux méthodes le Zn dans le sol contribue le plus aux effets non cancérigènes. Pour les autres éléments chimiques, leur répartition, leurs types et leurs degrés de toxicité diffèrent dans les méthodes.

3.3 Contribution des processus aux effets respiratoires inorganiques

La figure 53 montre la contribution des processus aux effets respiratoires inorganiques pour les deux méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016. La figure suivante montre que ce sont les mêmes processus qui contribuent aux différents impacts mais dans des proportions différentes qui sont expliquées ci-après.

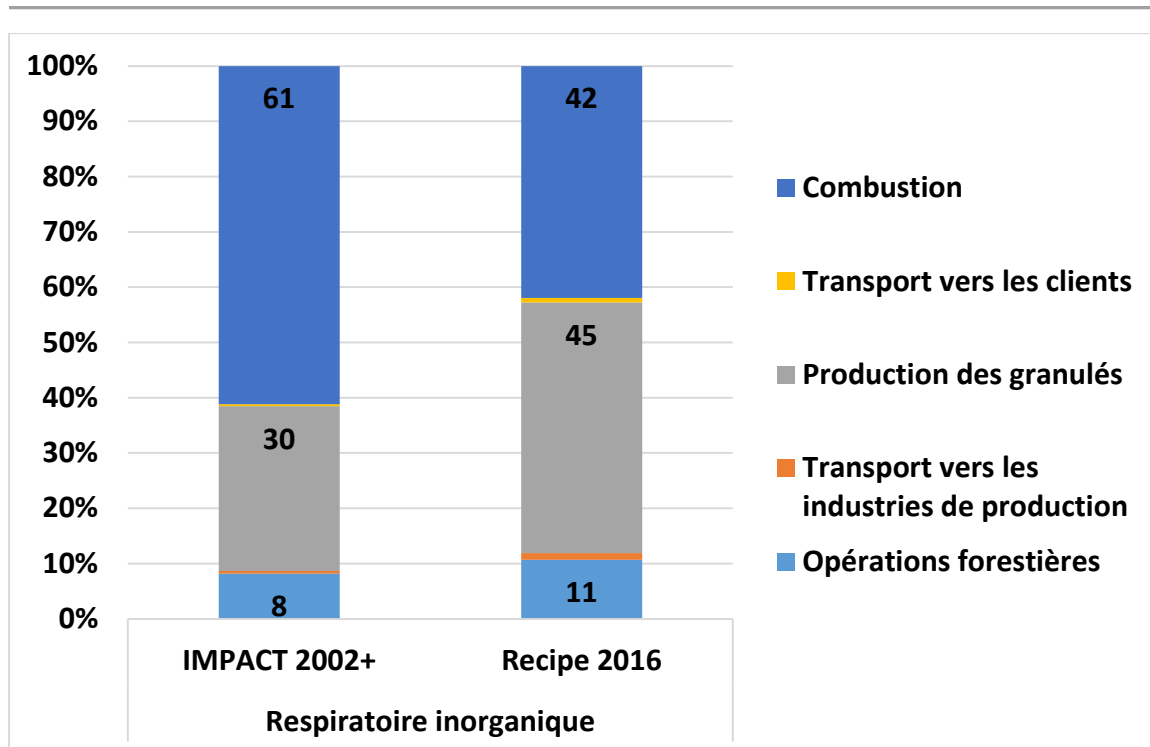


Figure 53: Contribution des processus aux effets respiratoires inorganiques selon IMPACT 2002+ et Recipe 2016.

Selon les résultats obtenus par IMPACT 2002+, 61% de la totalité des effets respiratoires inorganiques sont causés par l'étape de combustion. Cette étape contribue à 42% de la totalité des effets respiratoires inorganiques pour Recipe 2016. Dans les deux méthodes, les émissions de NO_x durant l'étape de combustion contribuent le plus à cet impact. L'étape de production des granulés contribue à 30% et 45% des effets respiratoires inorganiques respectivement pour les méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016. L'utilisation d'électricité dans l'étape de production des granulés aboutit aux émissions de particules, de NO_x et de SO₂ responsables des effets respiratoires inorganiques. La contribution et la hiérarchisation des éléments chimiques à l'impact respiratoire inorganique pour les méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 sont présentés dans le tableau 18.

Tableau 18: Contribution des éléments chimiques à l'impact respiratoire inorganique selon les méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016.

Impact respiratoires inorganiques					
IMPACT 2002+			Recipe 2016		
Polluants	Compartiment	%	Polluants	Compartiment	%
NOx	air	57	NOx	air	55
PM _{2.5}	air	19	SO ₂	air	23
TSP	air	16	PM _{2.5}	air	21
SO ₂	air	5	NH ₃	air	1
CO	air	0,9			
NH ₃	air	0,6			

Dans les deux méthodes les NOx contribuent le plus aux effets respiratoires inorganiques avec des pourcentages de 57% et 55% pour IMPACT 2002+ et Recipe 2016 respectivement. La principale voie d'exposition au NO et au NO₂ est l'inhalation. Le NO est caractérisé par une faible solubilité ce qui induit une action pulmonaire locale avant le passage systématique dans le corps. Le NO s'oxyde rapidement en NO₂ qui pénètre profondément dans le tractus respiratoire à cause de sa faible hydrosolubilité. Le NO₂ provoque la peroxydation lipidique des membranes cellulaires alvéolaires. Après absorption, il est converti en acide nitrique (HNO₃) dans le sang, puis converti en ions nitrite (NO₃⁻), conduisant à la formation de méthémoglobine [254]. La méthémoglobine, dérivée de l'hémoglobine est incapable de transporter efficacement l'oxygène dans le corps [255].

Les PM_{2,5} contribuent à 19% des effets respiratoires inorganiques pour IMPACT 2002+ contre 21% pour Recipe 2016. Dans la méthode IMPACT 2002+, la fraction totale des aérosols (TSP) est considérée et contribue à 16% des effets respiratoires inorganiques. De nombreuses études épidémiologiques ont montré que l'exposition chronique aux PM_{2,5} est directement liée aux effets respiratoires [256]. Bien que l'effet de l'exposition aux particules fines dépend des caractéristiques physiques comme le mode, le rythme et le volume respiratoire d'une personne, la taille des particules est la cause principale des effets respiratoires inorganiques [257]. En effet, vue leur taille, les particules fines peuvent facilement pénétrer dans les voies respiratoires. Elles causent des problèmes spécifiques à cause de la sélectivité de l'inhalation et du dépôt dans les voies respiratoires. Lors de la respiration nasale, les cils et le mucus jouent le rôle d'un filtre pour les particules ayant un diamètre aérodynamique supérieur à 10 µm. Ces particules ont tendance à se

loger dans le haut de la gorge (trachée) ou dans les bronches [258]. Ils affectent les échanges gazeux dans les poumons et s'échappent dans la circulation sanguine en causent d'importants problèmes de santé. Les particules inférieures à 1 µm pénètrent jusqu'aux alvéoles et peuvent migrer plus loin dans le tissu cellulaire et/ou le système de circulation [259], [260]. En Europe, l'Organisation mondiale de la Santé a attribué 4,2 millions de décès prématurés dues à l'exposition aux particules fines [261].

Le SO₂ dans l'air contribue à 5% de la totalité des effets respiratoires inorganiques pour IMPACT 2002+ et 23% pour Recipe 2016. Le SO₂ pénètre dans l'organisme humain par inhalation. Soluble dans l'eau, il est absorbé par les muqueuses des voies respiratoires. L'absorption dépend du mode de respiration (orale ou oro-nasale) et de la ventilation rapide [262]. L'effet de l'exposition au SO₂ sur la santé humaine et particulièrement sur le risque de mortalité a fait l'objet de plusieurs études [263]–[265].

La contribution du NH₃ aux effets respiratoires inorganiques est comparable pour les deux méthodes 0,6% pour IMPACT 2002+ et 1% pour Recipe 2016. Le NH₃ est principalement absorbé par inhalation. A des concentrations élevées, il peut provoquer une dépression respiratoire associée à un bronchospasme d'intensité variable et un œdème des muqueuses de l'ensemble des voies respiratoires avec une toux et une dyspnée asthmatique [266].

Le CO dans l'air est considéré dans la méthode IMPACT 2002+. Selon Recipe 2016 le CO ne contribue pas aux effets respiratoires inorganiques. Le CO est souvent appelé " tueur silencieux " à cause de sa forte capacité à se lier à l'hémoglobine entraînant l'asphyxie. Les preuves épidémiologiques de l'effet du CO sur la santé respiratoire sont peu nombreuses et contradictoires. L'étude de Yang et al. 2005 montre une corrélation positive entre les émissions de CO et les maladies pulmonaires chroniques obstructives [267]. A faible concentration le CO a des effets anti inflammatoire non nocifs pour la santé humaine [268].

Pour les effets respiratoires liés aux composés inorganiques, et pour le scénario étudié, le nombre de substances considérées est le même pour les deux méthodes (8 substances). La différence réside dans le type des polluants pris en compte pour IMPACT 2002+ : on remarque l'apparition du CO et des TSP. Dans Recipe 2016 les nitrates et les oxydes de soufres contribuent aux effets respiratoires inorganiques (en très faible pourcentage).

3.4 Contribution des processus aux effets respiratoires organiques

La contribution des processus aux effets respiratoires organiques dans IMPACT 2002+ sont comparés à la catégorie d'impact formation d'ozone dans Recipe 2016 [214]. On peut voir dans la figure suivante qu'il apparait de grandes différences quant aux contributions des différents processus de notre système.

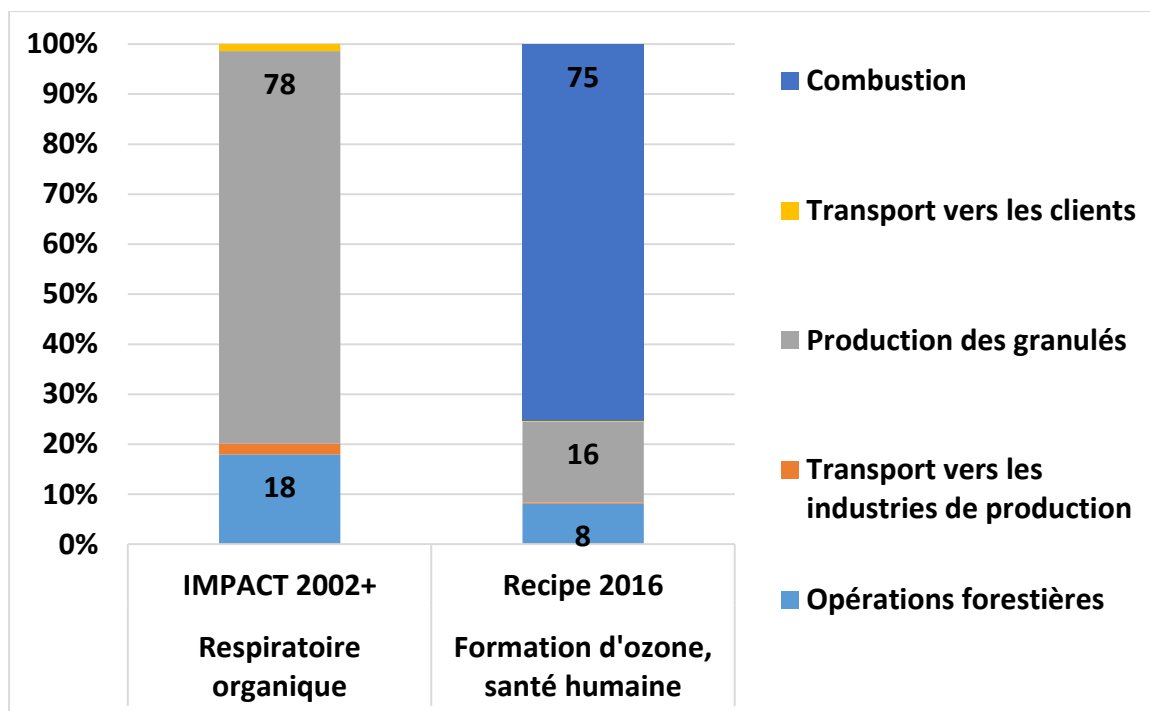


Figure 54: Contribution des processus aux effets respiratoires organiques selon les deux méthodes IMPACT2002+ et Recipe 2016.

Dans la méthode IMPACT 2002+, l'étape de production des granulés contribue à 78% de l'effet respiratoire organique. Les émissions des COVNM suite à l'utilisation d'électricité sont responsables de cet impact (cf chapitre 2). Pour la méthode Recipe 2016, l'étape de combustion est responsable de la formation d'ozone, santé humaine, ceci est lié aux émissions d'NOx. Les différences constatées dans la contribution des processus aux deux effets étudiés apparaissent aussi dans le tableau 6 qui compare les éléments chimiques contributeurs aux effets respiratoires organiques (IMPACT 2002+) et à la formation d'ozone, santé humaine (Recipe 2016).

Tableau 19: Contribution des éléments chimiques à l'impact respiratoire organique pour IMPACT2002+ et à la formation d'ozone, santé humaine pour Recipe 2016

Impact respiratoires organiques			Formation d'ozone, santé humaine		
IMPACT 2002+			Recipe 2016		
Polluants	Compartiment	%	Polluants	Compartiment	%
COVNM	air	82	NOx	air	99
Toluène	air	5	COVNM	air	1
Formaldéhyde	air	4			
Pentane	air	4			
Méthane	air	1			
Hexane	air	1			

Les COVNM contribuent à 82% des effets respiratoires organiques pour IMPACT 2002+ contre 1% seulement de la formation d'ozone pour Recipe 2016. Les COVNM causent des dommages sur la santé humaine par deux voies principales, à savoir les effets toxiques directs (appelés ici toxicité humaine) exercés par certaines substances et leurs effets indirects liés à la formation d'ozone photochimique [269]. Ils contribuent à l'augmentation des concentrations d'ozone troposphérique et des aérosols organiques secondaires entraînant des effets sur les systèmes respiratoire et cardiovasculaire [270], [271]. Le toluène est un COVNM qui pour IMPACT 2002+ contribue à 5% des effets respiratoires organiques. Il peut s'accumuler dans les tissus adipeux. L'exposition aigue au toluène aboutit à des effets irritants locaux et des effets neurologiques : céphalées, vertiges, nausée réversibles à l'arrêt de l'exposition [272]. Le formaldéhyde est également un COVNM qui en cas d'exposition aigue ou chronique affecte la santé respiratoire. Il contribue à 4% des effets respiratoires organiques pour IMPACT 2002+. Ce composé chimique est irritant et peut provoquer un syndrome d'irritation bronchique, un syndrome de dysfonctionnement des voies respiratoires et l'asthme [273]. Comme pour les autres alcanes à chaîne courte, en cas d'inhalation, le pentane et le méthane sont modérément toxiques et peuvent provoquer une irritation des voies respiratoires et une narcose [274]. Enfin l'exposition de l'homme à de fortes concentrations de n-hexane cause une atteinte du système nerveux central. Elle provoque un état euphorique accompagné d'une sensation d'ébriété et une somnolence avec nausées, vertiges et céphalées. Des irritations des muqueuses respiratoires et une pneumopathie avec détresse respiratoire peuvent survenir [275], [276].

La comparaison entre les deux catégories respiratoires organiques (IMPACT 2002+) et formation d’ozone, santé humaine (Recipe 2016) doit se faire avec attention. Les résultats obtenus montrent que la méthode IMPACT 2002+ considère les émissions ayant des effets respiratoires organiques directs. D’autre part pour Recipe 2016, les effets respiratoires organiques indirects sont causés par la formation d’ozone photochimique. Par suite, le choix de la méthode dépend des attentes de l’étude et des chercheurs. Pour le bois énergie l’utilisation des deux méthodes simultanément nous conduit à une vision globale des effets respiratoires organiques directs et indirects.

3.5 Contribution des processus au changement climatique

La contribution des processus au changement climatique est présentée dans la figure 55. Les contributions des différents impacts sont assez proches. Cette figure montre que dans les deux méthodes, l’étape de production des granulés contribue au changement climatique avec un pourcentage de 67%. La similitude des résultats en terme de contribution ne reflète pas nécessairement une équivalence des éléments chimiques considérés dans chaque méthode. Les éléments chimiques considérés dans IMPACT 2002+ et Recipe 2016 pour le changement climatique sont présentés dans le tableau 20.

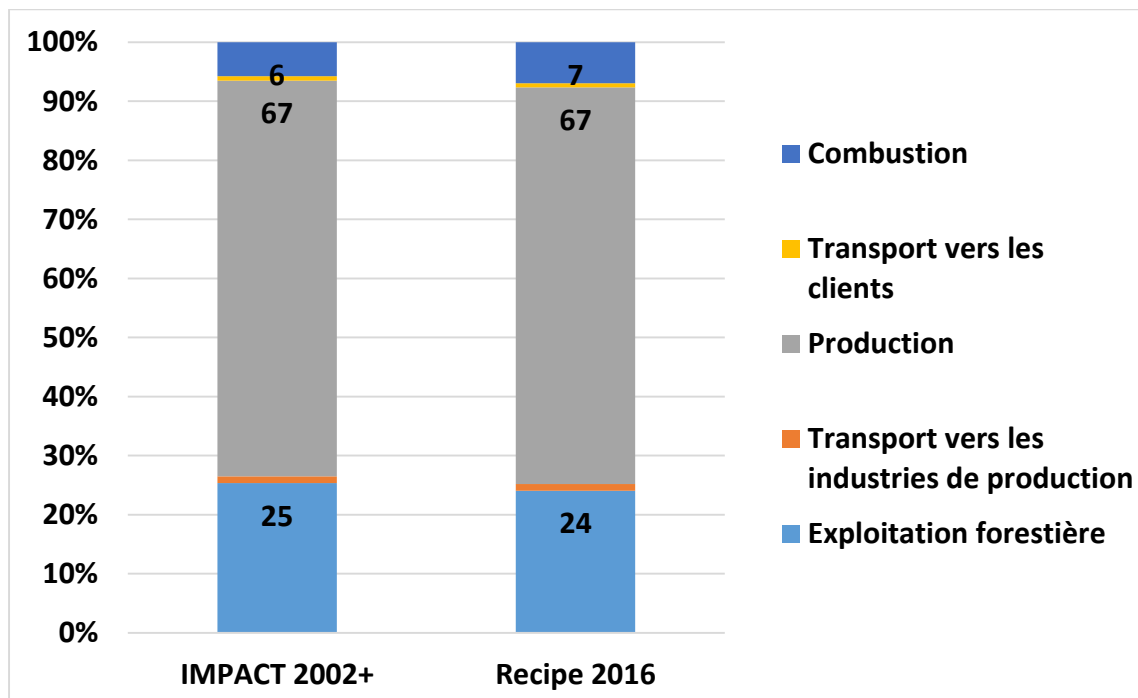


Figure 55: Contribution des processus au changement climatique.

Dans les deux méthodes le dioxyde de carbone fossile contribue le plus au changement climatique (90% pour IMPACT 2002+ et 85% pour Recipe 2016). Le méthane,

le monoxyde de diazote et le dioxyde de carbone fossile sont considérés dans les deux méthodes. L'exposition à de fortes concentrations de monoxyde de diazote et du dioxyde de carbone est rapidement mortelle. Ils peuvent causer d'abord, une augmentation de la fréquence et de l'amplitude respiratoire et cardiovasculaire. Ils sont vasomoteurs et peuvent évoluer vers des troubles neurologiques graves tel le coma [277], [278]. Des concentrations élevées de méthane peuvent déplacer l'oxygène et provoquer l'asphyxie [279]. La différence entre les deux méthodes repose sur la prise en compte du CO dans IMPACT 2002+ qui est toxique pour l'homme et peut provoquer l'asphyxie [280]. Le CO s'oxyde en CO₂ et contribue à la formation d'ozone. Il a donc un forçage radiatif positif et contribue au changement climatique [58].

Tableau 20: Contribution des éléments chimiques au changement climatique selon les méthodes : IMPACT 2002+ et Recipe 2016

Changement climatique					
IMPACT 2002+			Recipe 2016		
Polluants	Compartiment	%	Polluants	Compartiment	%
Dioxyde de carbone, fossile	air	90	Dioxyde de carbone, fossile	air	85
CO	air	4	Méthane, fossile	air	7
Méthane, fossile	air	2	Méthane	air	5
Monoxyde de diazote	air	1	Monoxyde de diazote	air	2

Conclusion

Comparer les méthodes d'AICV constitue un défi scientifique en ACV. Cette étude fournit une idée sur l'influence du choix de la méthode d'AICV sur les résultats en ACV du bois énergie. La comparaison a été faite entre les méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 pour le scénario S3 d'un poêle à granulés.

Pour les effets cancérigènes, dans la méthode IMPACT 2002+, l'étape de combustion est la plus contributrice à ces effets. Dans cette méthode, différentes classes d'hydrocarbures sont distinguées et classées dans les différents compartiments de l'environnement (l'air et l'eau). Dans la méthode Recipe 2016, l'étape de production des granulés contribue le plus aux effets cancérigènes et le BaP est le seul hydrocarbure qui apparaît dans les 6 premiers polluants de la méthode Recipe 2016 avec une contribution de 1% à la totalité de l'impact cancérigène. Les autres polluants sont le Cr(VI), le Formaldéhyde, le Ni et le 2,3,7,7 TCDD. En outre, la méthode Recipe 2016 met en valeur les effets des métaux (Cr(VI) et Ni) qui ne sont pas définis dans la méthode IMPACT 2002+. Cette méthode met en avant l'As non défini dans Recipe 2016. Le nombre d'éléments considérés pour les effets cancérigènes diffère entre les deux méthodes (88 éléments dans IMPACT 2002+ et 112 éléments dans Recipe 2016). Ce nombre varie aussi pour les effets non cancérigènes (306 éléments dans IMPACT 2002+ et 314 éléments dans Recipe 2016). Dans les deux méthodes, le Zn dans le sol provenant de l'étape de production des granulés est le plus contributeur aux effets non cancérigènes. La répartition, le type, et le degré de toxicité des autres polluants diffèrent entre les deux méthodes. Pour les effets respiratoires inorganiques, les mêmes processus élémentaires contribuent à ces effets dans IMPACT 2002+ et Recipe 2016 (Etape de combustion et étape de production des granulés). Le nombre de substances considérées est le même dans les deux méthodes (huit éléments). La différence réside dans le type des polluants pris en compte. Le CO et les TSP sont considérés dans IMPACT 2002+ alors que dans Recipe 2016, les oxydes de soufres sont contributeurs aux effets respiratoires inorganique (en très faible pourcentage). La comparaison entre les deux catégories respiratoires organiques (IMPACT 2002+) et formation d'ozone, santé humaine (Recipe 2016) doit se faire avec attention parce que contrairement à Recipe 2016, IMPACT 2002+ considère les émissions ayant des effets respiratoires organiques directs. D'autre part pour Recipe 2016 les effets respiratoires organiques indirects sont causés par la formation d'ozone photochimique.

Pour le changement climatique, la seule différence entre les deux méthodes est le nombre de substances considéré. Le CO non considéré dans Recipe 2016 est contributeur au changement climatique dans IMPACT 2002+.

L'utilisation simultanée des deux méthodes (IMPACT 2002+ et Recipe 2016) d'AICV peut conduire à des conclusions plus significatives et pertinentes concernant les quantifications d'impacts. Les substances considérées dans les méthodes diffèrent et leur degré de toxicité considéré varie. Il existe des substances non définies et non caractérisées dans chacune des méthodes analysées qui pourtant seraient essentielles dans l'évaluation de certaines catégories d'impact. Ce constat débouche sur une nouvelle perspective de recherche précisément sur le besoin de calcul des nouveaux facteurs de caractérisation pour les substances non définies dans les deux méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016. Il serait aussi intéressant d'élargir l'étude pour englober tous les polluants contributeurs aux différents effets pour le bois énergie dans les deux méthodes et non seulement les six premiers considérés dans notre étude. Enfin, dans cette étude, nous nous sommes intéressés à la représentation des effets intermédiaires. Il serait également intéressant d'étudier d'autres étapes de l'AICV (normalisation, pondération) pour comparer IMPACT 2002+ et Recipe 2016

Ce qu'il faut retenir

- Le nombre d'éléments considérés diffère entre IMPACT 2002+ et Recipe 2016
- La hiérarchisation des éléments prise en compte dans les deux méthodes (IMPACT 2002+ et Recipe 2016) diffère
- Il existe des substances non définies et non caractérisées dans chacune des méthodes
- L'utilisation simultanée des deux méthodes (IMPACT 2002+ et Recipe 2016) d'AICV peut conduire à des conclusions plus significatives et
- pertinentes concernant les quantifications d'impacts

Conclusion générale

Ce travail de thèse, avait pour objectif principal la mise au point d'une méthodologie d'analyse de cycle de vie spécifique à la filière bois énergie qui porte son attention sur les catégories d'impacts visant la santé humaine (effets cancérigènes, non-cancérigènes, effets respiratoires liés à des composés organiques et inorganiques) et le réchauffement global. Les éléments inclus dans les limites du système étudié sont l'exploitation forestière (abattage, débardage et chargement dans les camions), le transport (vers les industries de production et vers les clients), la production des combustibles bois et la combustion dans les installations de chauffage domestique. L'unité fonctionnelle à la base de laquelle les impacts ont été comparés est la tonne de bois vert.

Dans un premier temps, l'étude a porté sur des installations indépendantes, performantes : un insert à bûches, un poêle à bûches et un poêle à granulés.

Les résultats présentés dans le chapitre II portant sur les ACV de ces installations montrent que le scénario du poêle à granulés conduit à des effets cancérigènes, non cancérigènes, respiratoires (organiques et inorganiques) et changement climatique supérieurs à ceux engendrés par les scénarios du poêle à bûches et de l'insert à bûches. La caractérisation des différents impacts met en évidence l'importance de l'étape de production des granulés dans le scénario du poêle à granulés et des étapes de combustion et d'exploitation forestière dans les scénarios bûches. Sur l'ensemble des impacts étudiés, et pour les trois scénarios, le transport ne contribue que faiblement à la santé humaine et au changement climatique. Les résultats du transport varient selon la capacité du camion et la consommation du carburant et dépendent de la distance de transport considérée dans chaque étude [79], [80]. L'influence de la distance de transport des combustibles bois vers les clients a été traitée dans un domaine géographique limité à la Région. L'étude de sensibilité pour l'étape de transport a montré que les résultats d'impact ne dépendent que faiblement de la distance de transport. A noter que les données d'inventaire utilisées concernent les moyens de transport utilisés par un exploitant forestier de la région. Pour le transport de la forêt vers les industries de production, un camion de capacité de 26 tonnes est utilisé alors qu'un petit van à faible consommation de diesel a transporté les combustibles bois vers les clients. Il serait important alors de considérer d'autres types de camions, de capacités et de consommation de diesel différentes afin de confirmer l'influence de l'étape de transport sur les différents impacts.

Conclusion générale

Pour l'étape de combustion, la combustion dans le système de poêle à granulés présente des effets cancérigènes, non cancérigènes, et un réchauffement global plus faible que celui du poêle à bûches et de l'insert à bûches. La combustion dans le poêle à granulés émet 83% de CO₂eq de moins que le poêle à bûches et 69% de moins que l'insert à bûches. La production des granulés de bois a des effets cancérigènes (0,51 kgC₂H₃Cleq), non cancérigènes (1,00 kgC₂H₃Cleq), respiratoires inorganiques (0,07 kgPM_{2,5}eq), respiratoires organiques (0,04 kgC₂H₄eq) et un changement climatique (49,62 kgCO₂eq) plus élevés que la production de bûches de bois.

La contribution significative de l'étape de production des granulés dans le scénario utilisant un poêle à granulés nous a mené à faire une étude approfondie de cette étape. Le procédé industriel de fabrication des granulés choisi dans notre étude a été remplacé par un autre procédé dont les données proviennent de la littérature et un nouveau scénario a été étudié. Au regard des résultats obtenus, plusieurs paramètres influencent les impacts et sont : l'électricité, l'utilisation ou non d'un liant, et la quantité des matériaux d'emballages. Ainsi, pour limiter les impacts environnementaux, il serait important non seulement de privilégier les circuits courts mais aussi que le processus de production n'utilise pas de liant et de veiller aux matériaux utilisés pour l'emballage. Il serait pertinent donc de réaliser une étude pour savoir où et comment sont fabriqués les granulés vendus dans la Région Grand Est.

Les scénarii étudiés dans la première partie de la thèse sont composés d'appareils de chauffage domestique au bois récents labellisés Flamme Verte 7 étoiles et ayant de faibles émissions alors que dans la deuxième partie, un parc important de 375 000 appareils de chauffage domestique au bois dans la Région Grand-Est a été considéré. Le statut de performance environnementale n'est pas connu en détail pour l'ensemble de ces appareils ainsi que la proportion entre les foyers labellisés Flamme Verte et le type de label (nombre d'étoiles) et les foyers non labellisés (avant l'année 2000, date de la mise en place de ce label Français). Parmi ces appareils domestiques, il y a des inserts et des poêles ayant le même label Flamme Verte 7 étoiles mais leurs proportions ne sont pas connues dans la région Grand-Est. Les impacts cancérigènes, non cancérigènes, respiratoires inorganiques, respiratoires organiques et changement climatiques sont supérieurs à ceux obtenus dans les installations indépendantes étudiées. Pour les effets cancérigènes, cela est lié aux émissions de BaP. Les émissions de Benzo(a)Anthracène

sont responsables des effets non cancérigènes. Les effets respiratoires inorganiques sont provoqués par les émissions de PM. Les effets respiratoires organiques sont causés par les COVNM et le changement climatique par les GES. Ces émissions sont liées à la technologie, elle-même en lien avec l'âge des appareils de chauffage et au type des appareils de chauffage domestique au bois dans la région. Cette étude a souligné la nécessité du renouvellement du parc des installations de chauffage domestique au bois dans la région.

Les résultats obtenus varient en fonction des limites du système, de l'échelle considérée, des différents procédés de fabrication des combustibles bois mais aussi des catégories d'impacts analysées et de la méthode d'évaluation d'impact choisis. Dans la dernière partie de la thèse une comparaison entre deux méthodes d'analyse d'impact a été menée afin de comprendre comment le choix de la méthode influence les résultats. Les deux méthodes sélectionnées sont la méthode IMPACT 2002+ et la méthode Recipe 2016 qui sont les plus utilisées en ACV bois énergie. Les effets cancérigènes, non cancérigènes et le changement climatique ont les mêmes dénominations dans les deux méthodes. Les effets respiratoires organiques dans la méthode IMPACT 2002+ induisent des effets directs alors que dans la méthode Recipe 2016, un seul effet est considéré (formation d'ozone, santé humaine). Il s'agit d'un effet indirect lié à la formation du mauvais ozone et ayant pour conséquence des impacts sanitaires sur le système respiratoire. Dans le cas des effets respiratoires inorganiques, les deux méthodes traitent d'effets directs mais seule la dénomination des catégories d'impacts est différente. Il s'agit de la formation des particules fines dans Recipe 2016 et des effets respiratoires inorganiques dans IMPACT 2002+ [205], [214]. Les deux méthodes ont été appliquées au scénario du poêle à granulés ayant le plus d'impacts et ont été comparées en fonction de la contribution de chaque processus élémentaire et des principales substances contributrices aux différents impacts. La hiérarchisation des substances contributrices nous a permis de discuter de leur probable toxicité et de discuter des résultats d'impacts obtenus selon l'utilisation de l'une ou l'autre des méthodes de calculs.

Plusieurs conclusions ont été élaborées quant à la comparaison des méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016. Dans la méthode IMPACT 2002+, l'étape de combustion est la plus contributrice aux effets cancérigènes. Dans cette méthode, différentes classes

d'hydrocarbures sont distinguées et classées dans les différents compartiments de l'environnement (l'air et l'eau). Dans la méthode Recipe 2016, l'étape de production des granulés contribue le plus aux effets cancérigènes et le BaP est le seul hydrocarbure qui apparaît dans les 6 premiers polluants de la méthode Recipe 2016 avec une contribution de 1% à la totalité de l'impact cancérigène. Les autres polluants qui apparaissent sont le Chrome VI, le Formaldéhyde, le Nickel et la 2,3,7,8 TétrachloroDibenzoDioxine. Le chrome VI et le nickel considérés dans Recipe 2016 ne sont pas définis dans IMPACT 2002+. L'arsenic est défini dans IMPACT 2002+ mais il est non défini dans Recipe 2016. Nous avons constaté aussi que le nombre d'éléments considérés pour les effets cancérigènes diffère entre les deux méthodes (88 éléments dans IMPACT 2002+ et 112 éléments dans Recipe 2016). Ce nombre varie aussi pour les effets non cancérigènes (306 éléments dans IMPACT 2002+ et 314 éléments dans Recipe 2016).

Dans les deux méthodes, les effets non cancérigènes sont provoqués par le zinc dans le sol provenant de l'étape de production des granulés. La répartition, le type, et le degré de toxicité des autres polluants diffèrent entre les deux méthodes. Pour les effets respiratoires inorganiques et dans les deux méthodes, les étapes de combustion et de production des granulés sont les plus contributrices à ces effets et le même nombre de substances est considéré dans les deux méthodes (8 éléments). Par contre, le type des polluants pris en compte diffère dans les deux méthodes. Le monoxyde de carbone et les aérosols sont considérés dans IMPACT 2002+ alors que dans Recipe 2016, les oxydes de soufres sont contributeurs aux effets respiratoires inorganique (en très faible pourcentage). La comparaison entre les deux catégories respiratoires organiques (IMPACT 2002+) et formation d'ozone, santé humaine (Recipe 2016) doit se faire avec attention parce que contrairement à Recipe 2016, IMPACT 2002+ considère les émissions ayant des effets respiratoires organiques directs. D'autre part pour Recipe 2016, les effets respiratoires organiques indirects sont causés par la formation d'ozone photochimique. Pour le changement climatique, la seule différence entre les deux méthodes est le nombre de substances considéré. Le monoxyde de carbone non considéré dans Recipe 2016 est contributeur au changement climatique dans IMPACT 2002+.

Pour conclure, la durabilité, en termes de consommation d'énergie et d'impact des émissions sur l'environnement naturel et la santé humaine, constitue une

préoccupation majeure de la société moderne. La comparaison entre différentes méthodes d'AICV pour le bois énergie constitue un sujet novateur en ACV. Le chapitre III de la thèse a montré que pour le bois énergie, le choix de la méthode d'AICV peut conduire à des résultats différents sur certains impacts. Il convient également de noter les différences intrinsèques dans les calculs des facteurs de caractérisation dans les deux méthodes. Enfin, l'utilisation simultanée des deux méthodes (IMPACT 2002+ et Recipe 2016) d'AICV peut conduire à des conclusions plus significatives et pertinentes concernant les quantifications d'impacts. Les substances considérées dans les méthodes diffèrent et leur degré de toxicité considéré varie. Dans cette étude, nous nous sommes intéressés à la caractérisation des effets intermédiaires, il serait intéressant d'étudier d'autres étapes de l'AICV (normalisation, pondération) pour comparer IMPACT 2002+ et Recipe 2016. Cette étude débouche sur une nouvelle perspective de recherche précisément sur le besoin de calcul des nouveaux facteurs de caractérisation pour les substances non définies dans les deux méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016. Il serait aussi intéressant d'élargir l'étude pour englober tous les polluants contributeurs aux différents effets pour le bois énergie dans les deux méthodes et non seulement les six premiers considérés dans notre étude.

Bibliographie

- [1] “Conclusions du Conseil européen, note de transmission,” 2014. [Online]. Available: <http://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-169-2014-INIT/fr/pdf>.
- [2] G. Arion, D. Cavaud, F. Guggemos, and Y. Coltier, “Chiffres clés des énergies renouvelables, service de la donnée et des études statistiques (SDES),” 2018.
- [3] ADEME, “Evaluation de solutions de réduction des émissions polluantes (gazeuses et particulaires) d’appareils de chauffage résidentiels alimentés a la biomasse,” pp. 1–86, 2009.
- [4] F. Ozil, V. Tschamber, F. Haas, and G. Trouvé, “Efficiency of catalytic processes for the reduction of CO and VOC emissions from wood combustion in domestic fireplaces,” *Fuel Process. Technol.*, vol. 90, no. 9, pp. 1053–1061, 2009.
- [5] F. Ozil, V. Tschamber, F. Haas, and G. Trouvé, “The ‘zero-CO’ domestic fireplace: A catalytic solution to reduce pollutants,” *Manag. Environ. Qual. An Int. J.*, vol. 22, no. 4, pp. 429–439, 2011.
- [6] C. LORIMIER, “Evaluation des performances de systèmes commercialisés de réduction des polluants issus de la combustion de la biomasse, – Résultats de l’étude des performances de systèmes commercialisés – Rapport de la Phase 2,” *contrat N°0801C0018*, 2011.
- [7] ADEME., “Projet ESPACE BOIS – Etude de la sensibilité des paramètres de fonctionnement des appareils de chauffage domestique au bois sur la composition et l’émission des particules fines,” *contrat N°1201C0014*, 2013.
- [8] J. D. Mcdonald, B. Zielinska, E. M. Fujita, J. C. Sagebiel, J. C. Chow, and J. G. Watson, “Fine particle and gaseous emission rates from residential wood combustion,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 34, no. 11, pp. 2080–2091, 2000.
- [9] S. Ozgen *et al.*, “Emission factors from small scale appliances burning wood and pellets,” *Atmos. Environ.*, vol. 94, pp. 144–153, 2014.
- [10] J. Kelz, T. Brunner, I. Obernberger, P. Jalava, and M.-R. Hirvonen, “PM emissions

- from old and modern biomass combustion systems,” in *Proceeding of the 18th European Biomass Conference and Exhibition*, 2010, no. May 2010, pp. 1231–1243.
- [11] Citepa, “Rapport national d’inventaire Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Séries sectorielles et analyses étendues,” 2017.
- [12] C. Solli, M. Reenaas, A. H. Strømman, and E. G. Hertwich, “Life cycle assessment of wood-based heating in Norway,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 14, no. 6, pp. 517–528, 2009.
- [13] P. Quinteiro *et al.*, “Life cycle assessment of wood pellets and wood split logs for residential heating,” *Sci. Total Environ.*, vol. 689, pp. 580–589, 2019.
- [14] D. Cespi *et al.*, “Heating systems LCA: Comparison of biomass-based appliances,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 19, no. 1, pp. 89–99, 2014.
- [15] M. Perić, M. Komatina, B. Bugarski, and D. Antonijević, “Best practices of biomass energy life cycle assessment and possible applications in Serbia,” *Croat. J. For. Eng.*, vol. 37, no. 2, pp. 375–390, 2016.
- [16] OCDE, “Ligne directrice et ouvrage de référence du CAD. L’évaluation environnementale stratégique: guide de bonnes pratiques dans le domaine de la coopération pour le développement.,” *Paris, OCDE*, p. 175 pages., 2016.
- [17] notre-planete.info, “Etude d’impact sur l’environnement ou étude d’incidence (EIE).” [Online]. Available: https://www.notre-planete.info/environnement/definition_etude_impact_environnement.
- [18] ADEME, “Comment évaluer les impacts environnementaux l’analyse du cycle de vie (ACV),” *Optim. la Gest. des déchets Munic.*, pp. 1–50, 2005.
- [19] S. González-García, M. T. Moreira, A. C. Dias, and B. Mola-Yudego, “Cradle-to-gate Life Cycle Assessment of forest operations in Europe: Environmental and energy profiles,” *J. Clean. Prod.*, vol. 66, pp. 188–198, 2014.
- [20] P. W. R. Adams, J. E. J. Shirley, and M. C. McManus, “Comparative cradle-to-gate

- life cycle assessment of wood pellet production with torrefaction,” *Appl. Energy*, vol. 138, pp. 367–380, 2015.
- [21] C. Pelletier, *Analyse environnementale et économique des filières bois-énergie. Milieux et changements globaux*. 2017.
- [22] E. Benetto, S. Acv, C. De Vie, and F. Lyon, “l ’ inventaire Analyse du cycle de vie Réalisation de l ’ inventaire,” vol. 33, no. 0, pp. 0–19, 2013.
- [23] J.-L. Menet, A. Combelles, I.-C. Gruescu, and A. Perwaelz, “Démarche d’analyse du cycle de vie: Principes, Methodologie, Exemples d’application aux matériaux et éléments de construction,” *universite virtuelle environnement et développement durable*, 2012. [Online]. Available: http://stockage.univ-valenciennes.fr/MenetACVBAT20120704/acvbat/accueil/co/acvbat_010_accueil.html.
- [24] J. . Guinée, *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. 2002.
- [25] “IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories,” 2006.
- [26] O. Jolliet *et al.*, “IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 8, no. 6, pp. 324–330, 2003.
- [27] “No Title.” [Online]. Available: <https://www.simplyfeu.com/page/info-conseils/norme-nf>.
- [28] “No Title.” [Online]. Available: <https://www.total.fr/ma-maison/bois/normes-de-granules-et-certifications>.
- [29] Valbiom, “Les Combustibles Bois,” 2015.
- [30] Y. Rogaume, “Production de chaleur à partir du bois: Combustible et appareillage,” *Tech. l’ingénieur. Génie énergétique*, vol. 33, no. 0, pp. 0–15, 2005.
- [31] L. S. Johansson, B. Leckner, L. Gustavsson, D. Cooper, C. Tullin, and A. Potter, “Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets,” *Atmos. Environ.*, vol. 38, no. 25, pp. 4183–4195, 2004.

- [32] L. Robert, "Caractérisation des émissions issues de la combustion du bois dans deux appareils indépendants," 2006.
- [33] Z. Chafe *et al.*, "Residential heating with wood and coal: health impacts and policy options in Europe and North America," *WHO*, 2015.
- [34] ADEME., "Étude qualitative 2018 du marché des appareils domestiques de chauffage au bois," pp. 1–70, 2019.
- [35] N. D. E. Synthèse, "Synthèse des études à l'émission réalisées par l'INERIS sur la combustion du bois en foyers domestiques.," 2018.
- [36] M. L. Rabot-Querci, "Etude d'un Dispositif de Traitement des Imbrûlés des Appareils de Chauffage Indépendants au Bois," PhD Thesis, Université Henri Poincaré Nancy I, 2006.
- [37] G. Schmidt, "Etude de l'impact de la nature et de la préparation du combustible utilisé par des appareils domestiques de chauffage au bois sur la pollution atmosphérique particulaire," PhD thesis, Université de Haute-Alsace, 2018.
- [38] Solagro et Enviroconsult, "Chauffage Domestique Au Bois En Maison Individuelle," 2015.
- [39] B. Brandelet, "Caractérisation physico-chimique des particules issues du chauffage domestique au bois," PhD Thesis, Université de Lorraine, 2016.
- [40] F. Verte, "No Title." [Online]. Available: <https://www.flammeverte.org/decouvrir-flamme-verte>.
- [41] C. Boman, E. Pettersson, R. Westerholm, D. Bostr, and A. Nordin, "Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion , Part 1 : Pellet Stoves," no. 10, pp. 307–314, 2011.
- [42] A. Renoux and D. Soulaud, "Physique des aérosols.," *Partie 1, Tech. l'Ing. Sci. Fondam.*, pp. 1–18, 2003.
- [43] P. Laj and K. Sellegri, "Les aérosols atmosphériques : Impacts locaux, effets globaux," 2003.

- [44] L. Le Coq, "Elimination des particules," *Tech. l'ingénieur*, 2006.
- [45] I. Obernberger and T. Brunner, "Primary measures for low emission residential wood combustion comparison of old with optimised modern systems," *Proceeding 17 Eur. Biomass Conf. Exhib.*, vol. 1, no. July 2009, p. 10, 2009.
- [46] K. O. Davidsson, B. J. Stojkova, and J. B. C. Pettersson, "Alkali emission from birchwood particles during rapid pyrolysis," *Energy and Fuels*, vol. 16, no. 5, pp. 1033–1039, 2002.
- [47] J. N. Knudsen, P. A. Jensen, and K. Dam-Johansen, "Transformation and release to the gas phase of Cl, K, and S during combustion of annual biomass," *Energy and Fuels*, vol. 18, no. 5, pp. 1385–1399, 2004.
- [48] J. S. Reid, R. Koppmann, T. F. Eck, and D. P. Eleuterio, "A review of biomass burning emissions, part II: Intensive physical properties of biomass burning particles," *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, vol. 4, no. 5, pp. 5135–5200, 2004.
- [49] E. D. Vicente and C. A. Alves, "An overview of particulate emissions from residential biomass combustion," *Atmos. Res.*, vol. 199, no. March 2017, pp. 159–185, 2018.
- [50] E. Pettersson, C. Boman, R. Westerholm, D. Bostrom, and A. Nordin, "Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion , Part 2 : Wood Stove," no. 13, pp. 315–323, 2011.
- [51] E. D. Vicente, M. A. Duarte, A. I. Calvo, T. F. Nunes, L. Tarelho, and C. A. Alves, "Emission of carbon monoxide, total hydrocarbons and particulate matter during wood combustion in a stove operating under distinct conditions," *Fuel Process. Technol.*, vol. 131, pp. 182–192, 2015.
- [52] C. Gonçalves *et al.*, "Organic compounds in PM_{2.5} emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species," *Atmos. Environ.*, vol. 45, no. 27, pp. 4533–4545, 2011.
- [53] M. Kistler *et al.*, "Odor , gaseous and PM 10 emissions from small scale combustion of wood types indigenous to Central Europe," *Atmos. Environ.*, vol.

- 51, pp. 86–93, 2012.
- [54] J. Orasche *et al.*, “Comparison of emissions from wood combustion. part 1: Emission factors and characteristics from different small-scale residential heating appliances considering particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-related toxicological potential o,” *Energy and Fuels*, vol. 26, no. 11, pp. 6695–6704, 2012.
- [55] O. Sippula, K. Hyto, J. Tissari, T. Raunemaa, and J. Jokiniemi, “Effect of Wood Fuel on the Emissions from a Top-Feed Pellet Stove,” vol. 21, no. 10, pp. 1151–1160, 2007.
- [56] C. Schmidl *et al.*, “Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small scale combustion systems,” *Atmos. Environ.*, vol. 45, no. 39, pp. 7443–7454, 2011.
- [57] P. M. Fine and G. R. Cass, “Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from Fireplace Combustion of Woods Grown in the Northeastern United States,” no. 404, pp. 2665–2675, 2001.
- [58] Citepa, “Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques - Bilan des émissions en France de 1990 à 2017 - Extrait,” 2019.
- [59] J. Han, Y. Liang, B. Zhao, Y. Wang, F. Xing, and L. Qin, “Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs)geographical distribution in China and their source, risk assessment analysis,” *Environ. Pollut.*, vol. 251, pp. 312–327, 2019.
- [60] D. Yan *et al.*, “Characteristics, sources and health risk assessment of airborne particulate PAHs in Chinese cities: A review,” *Environ. Pollut.*, vol. 248, pp. 804–814, 2019.
- [61] F. le Bihanic, “Effets des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur les stades précoces de poissons modèles : développement de bioessais et étude comparée de mélanges,” 2009.
- [62] B. Doornaert and A. Pichard, “Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) – Évaluation de la dose-réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance

- par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges – Évaluation de la dose-réponse pour des effets,” *Ineris*, p. 64, 2003.
- [63] A. Bari *et al.*, “Characterisation of particulates and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in wintertime wood- fi red heating in residential areas,” *Atmos. Environ.*, vol. 45, no. 40, pp. 7627–7634, 2011.
- [64] B. M. Jenkins, A. D. Jones, S. Q. Turn, and W. B. Robert, “Particle concentrations , gas-particle partitioning , and species intercorrelations for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) emitted during biomass burning,” vol. 30, no. 22, pp. 3825–3835, 1996.
- [65] C. Européenne, “DÉCISION DU CONSEIL portant approbation de l’amendement au protocole de 1999 à la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance relatif à la réduction de l’acidification, de l’eutrophisation et de l’ozone troposphérique,” pp. 74–117, 2002.
- [66] M. Brander, R. Tipper, C. Hutchison, and G. Davis, “Consequential and attributional approaches to LCA: a Guide to policy makers with specific reference to greenhouse gas LCA of biofuels,” *Econom. Press*, vol. 44, no. April, pp. 1–14, 2008.
- [67] G. G. De Soete, “Mechanisms of nitrogen oxides formation and destruction during combustion,” *J. Therm. Sci.*, vol. 28, no. 330, pp. 353–373, 1989.
- [68] S. Muench and E. Guenther, “A systematic review of bioenergy life cycle assessments,” *Appl. Energy*, vol. 112, pp. 257–273, 2013.
- [69] G. Guest, R. M. Bright, F. Cherubini, O. Michelsen, and A. H. Strømman, “Life cycle assessment of biomass-based combined heat and power plants: Centralized versus decentralized deployment strategies,” *J. Ind. Ecol.*, vol. 15, no. 6, pp. 908–921, 2011.
- [70] T. Karjalainen and A. Asikainen, “Greenhouse gas emissions from the use of primary energy in forest operations and long-distance transportation of timber in Finland,” *Forestry*, vol. 69, no. 3, pp. 215–228, 1996.

- [71] H. R. Heinemann, "Life Cycle Assessment (LCA) in Forestry – State and Perspectives," pp. 357–372, 1998.
- [72] D. Klein, C. Wolf, C. Schulz, and G. Weber-Blaschke, "Environmental impacts of various biomass supply chains for the provision of raw wood in Bavaria, Germany, with focus on climate change," *Sci. Total Environ.*, vol. 539, pp. 45–60, 2016.
- [73] D. Abbas and R. M. Handler, "Life-cycle assessment of forest harvesting and transportation operations in Tennessee," *J. Clean. Prod.*, vol. 176, pp. 512–520, 2018.
- [74] A. R. Proto, J. Bacenetti, G. Macrì, and G. Zimbalatti, "Roundwood and bioenergy production from forestry: Environmental impact assessment considering different logging systems," *J. Clean. Prod.*, vol. 165, pp. 1485–1498, 2017.
- [75] R. M. Handler, D. R. Shonnard, P. Lautala, D. Abbas, and A. Srivastava, "Environmental impacts of roundwood supply chain options in Michigan: Life-cycle assessment of harvest and transport stages," *J. Clean. Prod.*, vol. 76, pp. 64–73, 2014.
- [76] T. de la Fuente, D. Athanassiadis, S. Gonzalez-García, and T. Nordfjell, "Cradle-to-gate life cycle assessment of forest supply chains : Comparison of Canadian and Swedish case studies," vol. i, pp. 866–881, 2017.
- [77] M. Martín-Gamboa, P. Marques, F. Freire, L. Arroja, and A. C. Dias, "Life cycle assessment of biomass pellets: A review of methodological choices and results," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 133, no. March, 2020.
- [78] M. Peksa-Blanchard *et al.*, "Global wood pellets markets and industry: policy drivers, market status and raw material potential," no. November, p. , 2007.
- [79] A. Kylili, E. Christoforou, and P. A. Fokaides, "Environmental evaluation of biomass pelleting using life cycle assessment," *Biomass and Bioenergy*, vol. 84, pp. 107–117, 2016.
- [80] A. Laschi, E. Marchi, S. Gonz, and S. González-García, "Environmental performance of wood pellets' production through life cycle analysis," *Energy*, vol.

- 103, no. 2016, pp. 469–480, 2016.
- [81] P. Quinteiro, F. Greco, L. A. da Cruz Tarelho, S. Righi, L. Arroja, and A. C. Dias, “A comparative life cycle assessment of centralised and decentralised wood pellets production for residential heating,” *Sci. Total Environ.*, vol. 730, no. 139162, pp. 1–9, 2020.
- [82] A. Želazna *et al.*, “Life cycle assessment of production of black locust logs and straw pellets for energy purposes,” *Environ. Prog. Sustain. Energy*, vol. 38, no. 1, pp. 163–170, 2019.
- [83] J. Ferreira, B. Esteves, L. Cruz-Lopes, D. V. Evtuguin, and I. Domingos, “Environmental advantages through producing energy from grape stalk pellets instead of wood pellets and other sources,” *Int. J. Environ. Stud.*, vol. 75, no. 5, pp. 812–826, 2018.
- [84] J. Giuntoli, S. Caserini, L. Marelli, D. Baxter, and A. Agostini, “Domestic heating from forest logging residues : environmental risks and benefits,” *J. Clean. Prod.*, vol. 99, pp. 206–216, 2015.
- [85] D. Ruiz, G. San Miguel, B. Corona, and F. R. López, “LCA of a multifunctional bioenergy chain based on pellet production,” *Fuel*, vol. 215, no. May 2017, pp. 601–611, 2018.
- [86] Umwelt.lu, “Effets de l’ozone sur la santé et l’environnement,” 2019. [Online]. Available:
https://environnement.public.lu/fr/loft/air/Polluants_atmospheriques/ozone/effets-ozone-sante-environnement.html.
- [87] eosta, “Nature&more.” [Online]. Available:
[https://www.natureandmore.com/fr/true-cost-of-food/que-signifie-daly-precisement#:~:text=DALY \(Disability Adjusted Life Years,\(OMS\) des Nations Unies](https://www.natureandmore.com/fr/true-cost-of-food/que-signifie-daly-precisement#:~:text=DALY (Disability Adjusted Life Years,(OMS) des Nations Unies).
- [88] O. Jolliet, M. Saadé, P. Crettaz, *Analyse du Cycle de vie –Comprendre et réaliser un écobilan*,. Presses polytechniques et universitaires romandes, EPFL, 242p., 2005.

- [89] EPLCA, "European Platform on Life Cycle Assessment, Lis of Tools. Internet site developed by the European Commission, Direction Generale, Joint Research Centre, Institute For Environment and Sustainability.," 2010. [Online]. Available: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/>.
- [90] C. Bueno, M. Z. Hauschild, J. Rossignolo Adriano, A. Ometto Roberto, and N. Mendes Crespo, "Sensitivity analysis of the use of life cycle impact assessment methods: a case study on building materials," *Clean. Prod.*, vol. 112, pp. 2208–2220, 2016.
- [91] R. K. Rosenbaum, T. M. Bachmann, M. A. J. Huijbregts, and O. Jolliet, "USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model : recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment," no. October 2008, 2014.
- [92] O. Eriksson, G. Finnveden, T. Ekvall, and A. Björklund, "Life cycle assessment of fuels for district heating: A comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion," *Energy Policy*, vol. 35, no. 2, pp. 1346–1362, 2007.
- [93] F. Magelli, K. Boucher, H. T. Bi, S. Melin, and A. Bonoli, "An environmental impact assessment of exported wood pellets from Canada to Europe," *Biomass and Bioenergy*, vol. 33, no. 3, pp. 434–441, 2009.
- [94] J. Sandilands, D. Kellenberger, I. Nicholas, and P. Nielsen, "Life Cycle Assessment of Wood pellets and bioethanol from Wood residues and willow," *New Zeal. J. For.*, vol. 53, no. 4, pp. 25–33, 2009.
- [95] S. Caserini, S. Livio, M. Giugliano, M. Grosso, and L. Rigamonti, "LCA of domestic and centralized biomass combustion: The case of Lombardy (Italy)," *Biomass and Bioenergy*, vol. 34, no. 4, pp. 474–482, 2010.
- [96] M. C. McManus, "Life cycle impacts of waste wood biomass heating systems: A case study of three UK based systems," *Energy*, vol. 35, no. 10, pp. 4064–4070, 2010.
- [97] F. Fantozzi and C. Buratti, "Life cycle assessment of biomass chains: Wood pellet from short rotation coppice using data measured on a real plant," *Biomass and*

- Bioenergy*, vol. 34, no. 12, pp. 1796–1804, 2010.
- [98] S. Ghafghazi, T. Sowlati, S. Sokhansanj, X. Bi, and S. Melin, “Life cycle assessment of base-load heat sources for district heating system options,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 16, no. 3, pp. 212–223, 2011.
- [99] A. Pa, X. T. Bi, and S. Sokhansanj, “A life cycle evaluation of wood pellet gasification for district heating in British Columbia,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 10, pp. 6167–6177, 2011.
- [100] J. Zuwała, “Life cycle approach for energy and environmental analysis of biomass and coal co-firing in CHP plant with backpressure turbine,” *J. Clean. Prod.*, vol. 35, pp. 164–175, 2012.
- [101] M. Cellura, V. La Rocca, S. Longo, and M. Mistretta, “Energy and environmental impacts of energy related products (ErP): A case study of biomass-fuelled systems,” *J. Clean. Prod.*, vol. 85, pp. 359–370, 2014.
- [102] H. S. Han, E. Oneil, R. D. Bergman, I. L. Eastin, and L. R. Johnson, “Cradle-to-gate life cycle impacts of redwood forest resource harvesting in northern California,” *J. Clean. Prod.*, vol. 99, pp. 217–229, 2015.
- [103] F. Murphy, G. Devlin, and K. McDonnell, “Greenhouse gas and energy based life cycle analysis of products from the Irish wood processing industry,” *J. Clean. Prod.*, vol. 92, no. 2015, pp. 134–141, 2015.
- [104] E. Benetto, C. Jury, G. Kneip, I. Vázquez-Rowe, V. Huck, and F. Minette, “Life cycle assessment of heat production from grape marc pellets,” *J. Clean. Prod.*, vol. 87, no. 1, pp. 149–158, 2015.
- [105] R. D. Bergman, D. L. Reed, A. M. Taylor, D. P. Harper, and D. G. Hodges, “Cradle-to-gate life cycle assessment of switchgrass fuel pellets manufactured in the Southeastern United States1,” *Wood Fiber Sci.*, vol. 47, no. 2, pp. 147–159, 2015.
- [106] B. Corona and G. San Miguel, “Environmental analysis of a Concentrated Solar Power (CSP) plant hybridised with different fossil and renewable fuels,” *Fuel*, vol. 145, pp. 63–69, 2015.

- [107] R. Díaz Martín, “Analysis of Production, Transport and Lifecycle of Pellets,” *Am. J. Environ. Prot.*, vol. 4, no. 2, p. 91, 2015.
- [108] M. G. Julia Hansson, Fredrik Martinsson, “Greenhouse gas performance of heat and electricity from wood pellet value chains – based on pellets for the Swedish market,” *Biofuels, Bioprod. Biorefining*, vol. 9, pp. 378–96, 2015.
- [109] B. Monteleone *et al.*, “Life cycle analysis of small scale pellet boilers characterized by high efficiency and low emissions,” *Appl. Energy*, vol. 155, no. 2015, pp. 160–170, 2015.
- [110] L. Paolotti, G. Martino, A. Marchini, R. Pascolini, and A. Boggia, “Economic and environmental evaluation of transporting imported pellet: A case study,” *Biomass and Bioenergy*, vol. 83, pp. 340–353, 2015.
- [111] M. Wilnhammer, C. Lubenau, S. Wittkopf, K. Richter, and G. Weber-Blaschke, “Effects of increased wood energy consumption on global warming potential, primary energy demand and particulate matter emissions on regional level based on the case study area Bavaria (Southeast Germany),” *Biomass and Bioenergy*, vol. 81, pp. 190–201, 2015.
- [112] A. H. Shimako *et al.*, “Environmental assessment of bioenergy production from microalgae based systems,” *J. Clean. Prod.*, vol. 139, no. 2016, pp. 51–60, 2016.
- [113] M. Chiesa *et al.*, “Integrated study through LCA, ELCC analysis and air quality modelling related to the adoption of high efficiency small scale pellet boilers,” *Biomass and Bioenergy*, vol. 90, no. 2016, pp. 262–272, 2016.
- [114] J. Hansson and R. Hackl, “The potential influence of sustainability criteria on the European Union pellets market—the example of Sweden,” *Wiley Interdiscip. Rev. Energy Environ.*, vol. 5, no. 4, pp. 413–429, 2016.
- [115] M. U. Hossain, S. Y. Leu, and C. S. Poon, “Sustainability analysis of pelletized bio-fuel derived from recycled wood product wastes in Hong Kong,” *J. Clean. Prod.*, vol. 113, no. 2016, pp. 400–410, 2016.
- [116] I. Bartolozzi, F. Rizzi, and M. Frey, “Are district heating systems and renewable

- energy sources always an environmental win-win solution? A life cycle assessment case study in Tuscany, Italy," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 80, no. March, pp. 408–420, 2017.
- [117] K. Jana and S. De, "Environmental impact of biomass based polygeneration – A case study through life cycle assessment," *Bioresour. Technol.*, vol. 227, pp. 256–265, 2017.
- [118] G. M. Dias *et al.*, "Life cycle assessment of thermal energy production from short-rotation willow biomass in Southern Ontario, Canada," *Appl. Energy*, vol. 204, pp. 343–352, 2017.
- [119] T. Buchholz, J. S. Gunn, and D. S. Saah, "Greenhouse gas emissions of local wood pellet heat from northeastern US forests," *Energy*, vol. 141, no. December 2016, pp. 483–491, 2017.
- [120] E. T. Alejandro Padilla-Rivera, Julie Barrette, Pierre Blanchet, "Environmental Performance of Eastern Canadian Wood Pellets as Measured Through Life Cycle Assessment," *Forests*, vol. 8, no. 9, 2017.
- [121] S. Song *et al.*, "Life cycle assessment and economic evaluation of pellet fuel from corn straw in China: A case study in Jilin Province," *Energy*, vol. 130, pp. 373–381, 2017.
- [122] C. Wang, Y. Chang, L. Zhang, M. Pang, and Y. Hao, "A life-cycle comparison of the energy, environmental and economic impacts of coal versus wood pellets for generating heat in China," *Energy*, vol. 120, no. February 2018, pp. 374–384, 2017.
- [123] L. K. Kaushik and P. Muthukumar, "Life cycle Assessment (LCA) and Techno-economic Assessment (TEA) of medium scale (5–10 kW) LPG cooking stove with two-layer porous radiant burner," *Appl. Therm. Eng.*, vol. 133, no. January, pp. 316–326, 2018.
- [124] G. Beaudry, C. Macklin, E. Roknich, L. Sears, M. Wiener, and S. H. Gheewala, "Greenhouse gas assessment of palm oil mill biorefinery in Thailand from a life cycle perspective," *Biomass Convers. Biorefinery*, vol. 8, no. 1, pp. 43–58, 2018.

- [125] O. Cavalett, S. N. Slettmo, and F. Cherubini, "Energy and environmental aspects of using eucalyptus from Brazil for energy and transportation services in Europe," *Sustain.*, vol. 10, no. 11, pp. 1–18, 2018.
- [126] L. P. Chrysikou, S. Bezergianni, and C. Kiparissides, "Environmental analysis of a lignocellulosic-based biorefinery producing bioethanol and high-added value chemicals," *Sustain. Energy Technol. Assessments*, vol. 28, no. June, pp. 103–109, 2018.
- [127] T. de la Fuente, D. Bergström, S. González-García, and S. H. Larsson, "Life cycle assessment of decentralized mobile production systems for pelletizing logging residues under Nordic conditions," *J. Clean. Prod.*, vol. 201, pp. 830–841, 2018.
- [128] J. Havukainen, M. T. Nguyen, S. Väisänen, and M. Horttanainen, "Life cycle assessment of small-scale combined heat and power plant: Environmental impacts of different forest biofuels and replacing district heat produced from natural gas," *J. Clean. Prod.*, vol. 172, pp. 837–846, 2018.
- [129] M. U. Hossain and C. S. Poon, "Comparative LCA of wood waste management strategies generated from building construction activities," *J. Clean. Prod.*, vol. 177, pp. 387–397, 2018.
- [130] M. Pergola *et al.*, "An environmental and economic analysis of the wood-pellet chain: two case studies in Southern Italy," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 23, no. 8, pp. 1675–1684, 2018.
- [131] Y. Qi, X. Chen, and W. Wang, "Improved life cycle assessment of recycling organic wastes for practice," *J. Clean. Prod.*, vol. 195, pp. 1558–1571, 2018.
- [132] M. Röder and P. Thornley, "Waste wood as bioenergy feedstock. Climate change impacts and related emission uncertainties from waste wood based energy systems in the UK," *Waste Manag.*, vol. 74, pp. 241–252, 2018.
- [133] S. Rajabi Hamedani, A. Colantoni, F. Gallucci, M. Salerno, C. Silvestri, and M. Villarini, "Comparative energy and environmental analysis of agro-pellet production from orchard woody biomass," *Biomass and Bioenergy*, vol. 129, no. August, p. 105334, 2019.

- [134] J. M. Maier, T. Sowlati, and J. Salazar, "Life cycle assessment of forest-based biomass for bioenergy: A case study in British Columbia, Canada," *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 146, no. April, pp. 598–609, 2019.
- [135] S. Alanya-Rosenbaum and R. D. Bergman, "Life-cycle impact and exergy based resource use assessment of torrefied and non-torrefied briquette use for heat and electricity generation," *J. Clean. Prod.*, vol. 233, pp. 918–931, 2019.
- [136] D. Hernández, H. Fernández-Puratich, R. Rebolledo-Leiva, C. Tenreiro, and D. Gabriel, "Evaluation of sustainable manufacturing of pellets combining wastes from olive oil and forestry industries," *Ind. Crops Prod.*, vol. 134, no. April, pp. 338–346, 2019.
- [137] H. Liu, Y. Huang, H. Yuan, X. Yin, and C. Wu, "Life cycle assessment of biofuels in China: Status and challenges," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 97, no. September, pp. 301–322, 2018.
- [138] C. Pelletier, Y. Rogaume, L. Dieckhoff, G. Bardeau, M. N. Pons, and A. Dufour, "Effect of combustion technology and biogenic CO₂ impact factor on global warming potential of wood-to-heat chains," *Appl. Energy*, vol. 235, no. June 2018, pp. 1381–1388, 2019.
- [139] W. Liu, J. Xu, X. Xie, Y. Yan, X. Zhou, and C. Peng, "A new integrated framework to estimate the climate change impacts of biomass utilization for biofuel in life cycle assessment," *J. Clean. Prod.*, vol. 267, p. 122061, 2020.
- [140] S. Saba, M. El Bachawati, and M. Malek, "Cradle to grave Life Cycle Assessment of Lebanese biomass briquettes," *J. Clean. Prod.*, vol. 253, p. 119851, 2020.
- [141] P. Elisa *et al.*, "Environmental and climate change impacts of eighteen biomass-based plants in the alpine region: A comparative analysis," *J. Clean. Prod.*, vol. 242, p. 118449, 2020.
- [142] H. Yun, R. Clift, and X. Bi, "Environmental and economic assessment of torrefied wood pellets from British Columbia," *Energy Convers. Manag.*, vol. 208, no. March 2019, p. 112513, 2020.

- [143] J. M. Aberilla, A. Gallego-Schmid, L. Stamford, and A. Azapagic, “Environmental sustainability of cooking fuels in remote communities: Life cycle and local impacts,” *Sci. Total Environ.*, vol. 713, p. 136445, 2020.
- [144] M. Perić, D. Antonijević, M. Komatina, B. Bugarski, and M. Rakin, “Life cycle assessment of wood chips supply chain in Serbia,” *Renew. Energy*, vol. 155, pp. 1302–1311, 2020.
- [145] S. Prasad, A. Singh, N. E. Korres, D. Rathore, S. Sevda, and D. Pant, “Sustainable utilization of crop residues for energy generation: A life cycle assessment (LCA) perspective,” *Bioresour. Technol.*, vol. 303, no. February, p. 122964, 2020.
- [146] EPC, “Statistical Report. Full Report. European Pellet Council, AEBIOM, Brussels, Belgium.,” *Bioenergy Eur.*, 2018.
- [147] EPC, “Statistical Report. Pellet. European Pellet Council, Brussels, Belgium,” *Bioenergy Eur.*, vol. 8, no. 5, p. 55, 2019.
- [148] EPC, “Statistical Report. European Bioenergy Outlook. Pellet Market Overview. European Pellet Council, Brussels, Belgium.,” 2017.
- [149] F. Cherubini and A. H. Strømman, “Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 2, pp. 437–451, 2011.
- [150] F. Douard, “La filière bois-énergie dans la région française du Grand-Est,” *Bioénergie Int.*, 2019.
- [151] Atmo Grand Est, “Enquête sur la consommation de bois énergie dans le Rhin supérieur Umfrage zum Verbrauch von Holzenergie im Oberrheingebiet,” pp. 1–16, 2020.
- [152] PRé, “PRé Sustainability,” 2022. [Online]. Available: <https://www.pre-sustainability.com/>.
- [153] S. Alain, “Évaluation D’Outils D’Analyse Du Cycle De Vie Pour Étudier La Performance Environnementale De Bâtiments En Bois Innovants,” p. 122, 2015.
- [154] PRé, “SimaPro Database Manual Methods Library Title: SimaPro Database Manual

- Methods Library Written by: PRÉ, various authors,” p. 75, 2019.
- [155] V. Tschamber *et al.*, “Domestic Wood Heating Appliances with Environmental High Performance: Chemical Composition of Emission and Correlations between Emission Factors and Operating Conditions,” *Energy and Fuels*, vol. 30, no. 9, pp. 7241–7255, 2016.
- [156] F. Cariou, “Etude du parc matériel d’exploitation forestière et de sylviculture mécanisée de la région Grand Est.,” Mémoire de fin d’études, Ecole supérieure de bois, Atlanpole-BP 10605 7, rue Christian Pauc, 44000 Nantes, 2019.
- [157] E. R. Labelle and K. J. Lemmer, “Selected environmental impacts of forest harvesting operations with varying degree of mechanization,” *Croat. J. For. Eng.*, vol. 40, no. 2, pp. 239–257, 2019.
- [158] G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz, and B. Weidema, “The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology.,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 21, no. 9, pp. 1218–1230, 2016.
- [159] P. Lijewski, J. Merkisz, P. Fuć, A. Ziólkowski, Ł. Rymaniak, and W. Kusiak, “Fuel consumption and exhaust emissions in the process of mechanized timber extraction and transport,” *Eur. J. For. Res.*, vol. 136, no. 1, pp. 153–160, 2017.
- [160] Makkonen, I, “Dans les opérations forestières : L’économie de carburant , Ca compte !,” *L’économie Carbur. dans les opérations For. mécanisées, Rapp. Interne, RI-2004-08-08.*, 2004.
- [161] J. Giuntoli, A. Agostini, R. Edwards, and L. Marelli, *Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions*, no. 2010. 2014.
- [162] A. Roedl, “Production and energetic utilization of wood from short rotation coppice-a life cycle assessment,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 15, no. 6, pp. 567–578, 2010.
- [163] A. Arraiolos and R. Emeyriat, “Etude sur la logistique du bois dans le grand est,” 2016.
- [164] Schéma Régional Biomasse (SRB, “SRB Gd Est - Rapport Diagnostic,” 2019.

- [165] "No Title."
- [166] DIN CERTCO, "Certification Scheme - Room Heaters for solid fuels with low-pollution combustion," 2011.
- [167] Airparif, "Pollution atmosphérique au Béné(a)pyré né en Ilé-dé-Francé," 2015.
- [168] P. André, C.-E. Deliste, and J.-P. Revéret, "L'évaluation des impacts sur l'environnement: Processus, acteurs et pratique," *Press. Int. Polytech. Canada*, vol. 416, 1999.
- [169] V. Moreau, V. M. M, and V. Moreau, "Méthodologie de représentation des impacts environnementaux locaux et planétaires , directs et indirects - Application aux technologies de l' information . To cite this version : présentée par Docteur de l' École Nationale Supérieure des Mines," 2013.
- [170] M. Lenzen, "Errors in conventional and input-output-based life-cycle inventories," *J. Ind. Ecol.*, vol. 4, no. 4, pp. 127–148, 2000.
- [171] S. Muhammad, C. Dumat, N. K. Niazi, and S. K. E. Natasha, "Global scale arsenic pollution : increase the scientific knowledge to reduce human exposure," *Vertigo - la Rev. électronique en Sci. l'environnement [En ligne], Hors-série 31 |*, pp. 1–13, 2018.
- [172] J. Londahl *et al.*, "Deposition of biomass combustion aerosol particles in the human respiratory tract," *Inhal. Toxicol.*, vol. 20, no. 10, pp. 923–933, 2008.
- [173] I. Caplain, "Mesure des émissions polluantes automobiles - Application à la modélisation eulérienne 3D de la formation des oxydants photochimiques dans la troposphère .," PhD Thesis, Université des Sciences et Technologies de Lille, 2005.
- [174] L. Shen *et al.*, "Sources profiles of volatile organic compounds (VOCs) measured in a typical industrial process in Wuhan, central China," *Atmosphere (Basel)*., vol. 9, no. 8, p. 18, 2018.
- [175] G. P. Pappas, R. J. Herbert, W. Henderson, J. Koenig, B. Stover, and S. Barnhart, "The respiratory effects of volatile organic compounds," *Int. J. Occup. Environ. Health*, vol. 6, no. 1, pp. 1–8, 2000.

- [176] M. K. Shabaz, H. Ali, and M. Sajjad, "Role of Zinc Nutrition in Maize for Growth and Yield : An Overview," vol. 15, no. 7, pp. 1323–1330, 2015.
- [177] G. Huang *et al.*, "Speciation of anthropogenic emissions of non-methane volatile organic compounds: a global gridded data set for 1970–2012," *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, pp. 1–36, 2017.
- [178] N. Thériault, "Dans le cadre d'une ACV, conception d'un outil d'aide à la sélection d'un jeu de catégories d'impact pour les entreprises européennes et nord-américaines du secteur textile," p. 126, 2011.
- [179] M. EL FAIZ, "Analyse du cycle de vie à l'aide du logiciel SimaPro," *Mémoire*, 2020.
- [180] C. Valente, R. Spinelli, and G. B. Hillring, "LCA of environmental and socio-economic impacts related to wood energy production in alpine conditions: Valle di Fiemme (Italy)," *J. Clean. Prod.*, vol. 19, no. 17–18, pp. 1931–1938, 2011.
- [181] E. Sonne, "Greenhouse Gas Emissions from Forestry Operations," *J. Environ. Qual.*, vol. 35, no. 4, pp. 1439–1450, 2006.
- [182] R. Slade, A. Bauen, and N. Shah, "The greenhouse gas emissions performance of cellulosic ethanol supply chains in Europe," *Biotechnol. Biofuels*, vol. 2, no. 1, pp. 1–19, 2009.
- [183] R. M. Handler, D. R. Shonnard, T. N. Kalnes, and F. S. Lupton, "Life cycle assessment of algal biofuels: Influence of feedstock cultivation systems and conversion platforms," *Algal Res.*, vol. 4, no. 1, pp. 105–115, 2014.
- [184] E. E. Pettersson *et al.*, "Stove performance and emission characteristics in residential wood log and pellet combustion, part 2: Wood stove," *Energy and Fuels*, vol. 25, no. 1, pp. 315–323, 2011.
- [185] A. Levasseur *et al.*, "ÉTAT DE L'ART SUR LE STOCKAGE / DESTOCKAGE DU CARBONE PAR LA BIOMASSE AU SEIN DES ACV Annie Levasseur , Miguel Brandão To cite this version : HAL Id : hal-02908192," 2020.
- [186] Park NC, "Environmental Protection Agency of United States of America. Compilation of air pollution emissions factors – Vol. 1 : Stationary point and area

- sources; Research Triangle chap 1-10.," vol. 1, 1996.
- [187] A. I. Calvo, L. A. C. C. Tarelho, C. A. Alves, M. Duarte, and T. Nunes, "Characterization of operating conditions of two residential wood combustion appliances," *Fuel Process. Technol.*, vol. 126, pp. 222–232, 2014.
- [188] A. I. Calvo *et al.*, "Residential wood combustion in two domestic devices : Relationship of different parameters throughout the combustion cycle," vol. 116, pp. 72–82, 2015.
- [189] Atmo Grand Est, "No Title." [Online]. Available: <https://observatoire.atmo-grandest.eu/>.
- [190] Atmo Grand Est, "Inventaire des consommations d'énergie et des émissions atmosphériques sur le territoire du Grand Est," 2020.
- [191] O. Sippula, J. Hokkinen, H. Puustinen, P. Yli-Pirilä, and J. Jokiniemi, "Comparison of particle emissions from small heavy fuel oil and wood-fired boilers," *Atmos. Environ.*, vol. 43, no. 32, pp. 4855–4864, 2009.
- [192] L. C. Dreyer, L. C. Dreyer, A. L. Niemann, and M. Z. Hauschild, "Comparison of three different LCIA methods : EDIP97 , CML2001 and Eco- indicator 99 - Does it matter which one you choose ? LCA Discussions Comparison of Three Different LCIA Methods :," no. July, 2003.
- [193] M. Pizzol, P. Christensen, J. Schmidt, and M. Thomsen, "Impacts of ' metals ' on human health : a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA)," *J. Clean. Prod.*, vol. 19, no. 6–7, pp. 646–656, 2011.
- [194] M. Pizzol, P. Christensen, J. Schmidt, and M. Thomsen, "Eco-toxicological impact of ' metals ' on the aquatic and terrestrial ecosystem : A comparison between eight different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA)," *J. Clean. Prod.*, vol. 19, no. 6–7, pp. 687–698, 2011.
- [195] R. Pant *et al.*, "Comparison between three different LCIA methods for aquatic ecotoxicity and a product environmental risk assessment: Insights from a detergent case study within OMNIITOX," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 9, no. 5, pp.

- 295–306, 2004.
- [196] C. Bueno, M. Zwicky, and A. Roberto, “Sensitivity analysis of the use of Life Cycle Impact Assessment methods : a case study on building materials,” vol. 112, pp. 2208–2220, 2016.
- [197] Y. Dong, U. Hossain, H. Li, and P. Liu, “Developing Conversion Factors of LCIA Methods for Comparison of LCA Results in the Construction Sector,” pp. 1–16, 2021.
- [198] D. W. Pennington *et al.*, “Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice,” *Environ. Int.*, vol. 30, no. 5, pp. 721–739, 2004.
- [199] R. K. Rosenbaum, M. Margni, and O. Jolliet, “A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts,” *Environ. Int.*, vol. 33, no. 5, pp. 624–634, 2007.
- [200] J. Van Caneghem, C. Block, and C. Vandecasteele, “Assessment of the impact on human health of industrial emissions to air: Does the result depend on the applied method?,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 184, no. 1–3, pp. 788–797, 2010.
- [201] M. Z. Hauschild *et al.*, “Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 18, no. 3, pp. 683–697, 2012.
- [202] J. C. Bare and T. P. Gloria, “Critical analysis of the mathematical relationships and comprehensiveness of life cycle impact assessment approaches,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, no. 4, pp. 1104–1113, 2006.
- [203] A. Carvalho, A. F. Mimoso, A. N. Mendes, and H. A. Matos, “From a literature review to a framework for environmental process impact assessment index,” *J. Clean. Prod.*, vol. 64, pp. 36–62, 2014.
- [204] D. W. Pennington, M. Margni, C. Ammann, and O. Jolliet, “Multimedia fate and human intake modeling: Spatial versus nonspatial insights for chemical emissions in Western Europe,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, no. 4, pp. 1119–1128, 2005.
- [205] X. Bengoa *et al.*, “IMPACT 2002 + : User Guide Prepared by :,” vol. 21, 2002.

- [206] M. Boize, A. L. Borie, A. Landrin, M. Papadopoulo, D. Le Boulch, and R. Richard, “Pertinence de l’analyse de cycle de vie (ACV) pour l’évaluation des impacts sanitaires: Comparaison avec l’évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS),” *Environnement, Risques et Sante*, vol. 7, no. 4, pp. 265–277, 2008.
- [207] M. J. Goedkoop, “The Eco-Indicator 99 : A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment,” no. April, 2000.
- [208] Huijbregts, Z. Steinmann, P. P., Elshout, G. Stam, F. Verones, and M. Vieira, “ReCiPe 2016. A LCIA method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Characterisation,” p. 194, 2016.
- [209] C. Alexandre *et al.*, “Indicateurs d’impact environnementaux en ACV : Etat de l’art , Retour d’expériences et recommandations,” no. hal-02908243, 2020.
- [210] M. A. J. Huijbregts, À. L. J. A. Rombouts, À. A. M. J. Ragas, and D. V. D. M. À, “Human-Toxicological Effect and Damage Factors of Carcinogenic and Noncarcinogenic Chemicals for Life Cycle Impact Assessment,” vol. 1, no. 3, pp. 181–244, 2005.
- [211] V. Lepicier, M. Chiron, and R. Joumard, “chronique des émissions de polluants HAL Id : hal-00639415,” 2013.
- [212] M. Bisson, “Choix de valeurs toxicologiques de référence (VTR) Méthodologie appliquée par l’ INERIS Impact des activités,” 2016.
- [213] National Institute for Public Health and the Environment, “ReCiPe 2016 v1.1,” *RIVM Rep. 2016-0104*, p. 201, 2017.
- [214] M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, and S. I. Olsen, *Life Cycle Assessment Theory and Practice*. 2018.
- [215] R. Van Zelm and M. A. J. Huijbregts, “USES-LCA 2.0—a global nested multi-media fate, exposure, and effects model,” pp. 282–284, 2009.
- [216] E. Darakas, V. Tsiridis, M. Petala, and A. Kungolos, “Journal of Environmental Science and Health , Part A : Toxic / Hazardous Substances and Environmental Hexavalent chromium release from lignite fly ash and related ecotoxic effects

- Hexavalent chromium release from lignite fly ash and related ecotoxic effect," *Taylor Fr.*, pp. 37–41, 2013.
- [217] G. Jelkina Albertsson, *Abatement of chromium emissions from steelmaking slags : Cr stabilization by phase separation*, no. december. 2013.
- [218] S. M. Lippman and E. T. Hawk, "Cancer prevention: From 1727 to milestones of the past 100 years," *Cancer Res.*, vol. 69, no. 13, pp. 5269–5284, 2009.
- [219] T. Rengarajan, P. Rajendran, N. Nandakumar, B. Lokeshkumar, P. Rajendran, and N. Ikuo, "Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special focus on cancer," *Asian Pac. J. Trop. Biomed.*, vol. 2, no. 6, pp. 443–448, 2012.
- [220] Ineris, *Fiche de données toxicologiques et environnementales - Benzo(a)pyrène - DRC-18-170856-11671B*. 2019.
- [221] IARC Working Group, "Chemical agents and related occupations.," *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.*, vol. 100, no. Pt F, pp. 9–562, 2012.
- [222] US EPA IRIS, "Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary U.S. Environmental Protection Agency National Center for Environmental Assessment," vol. 000, pp. 1–16, 2012.
- [223] R. Baan *et al.*, "Special Report : Policy A review of human carcinogens — Part F : Chemical agents and related occupations," *Lancet Oncol.*, vol. 10, no. 12, pp. 1143–1144, 2009.
- [224] P. Zambon *et al.*, "Sarcoma risk and dioxin emissions from incinerators and industrial plants: a population-based case-control study (Italy)," vol. 10, pp. 1–10, 2007.
- [225] P. Fabre, C. Daniau, S. Gorla, P. De Crouy-chanel, and P. Empereur-bissonnet, "Étude d' incidence des cancers à proximité des usines d' incinération d' ordures ménagères Rapport d' étude," 2008.
- [226] JOCE, "Commission Directive 2004/73/EC, 29th time Council directive 67/548EEC.," *Off. J. Eur. Communities.*, 2004.
- [227] Ineris, "Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances

- chimiques: Arsenic et ses derives inorganiques,” pp. 1–124, 2010.
- [228] IARC, “Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans VOLUME 84 Some Drinking-water Disinfectants and Contaminants , including Arsenic Some Drinking-water Disinfectants and,” *World Heal. Organ. Int. Agency Res. Cancer*, vol. 84, pp. 39–229, 2004.
- [229] IARC, “Arsenic, metals, fibres, and dusts,” vol. 100, pp. 41–93, 2012.
- [230] National Research Council (NRC), “Arsenic in Drinking Water. Subcommittee on Arsenic in Drinking Water.,” *Washington, DC Natl. Acad. Press*, vol. 310, 1999.
- [231] National Research Council (NRC)., “Arsenic in Drinking Water: 2001 Update. Subcommittee on Arsenic in Drinking Water.,” *Washington, DC Natl. Acad. Press*, vol. 189, 2001.
- [232] S. M. Cohen, L. L. Arnold, B. D. Beck, A. S. Lewis, and M. Eldan, “Evaluation of the carcinogenicity of inorganic arsenic,” vol. 8444, no. 9, pp. 711–752, 2013.
- [233] S. M. Cohen, L. L. Arnold, and J. S. Tsuji, “Inorganic arsenic: a nongenotoxic threshold carcinogen,” *Curr. Opin. Toxicol.*, vol. 14, pp. 8–13, 2019.
- [234] CE, “Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998. Communauté Européenne. Bruxelles, Belgique.,” 1998.
- [235] Ineris, “Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Chrome et ses dérivés,” pp. 1–80, 2005.
- [236] O. Núñez, P. Fernández-navarro, and I. Martín-méndez, “Arsenic and chromium topsoil levels and cancer mortality in Spain,” pp. 17664–17675, 2016.
- [237] D. Loomis, N. Guha, A. L. Hall, and K. Straif, “Identifying occupational carcinogens : an update from the IARC Monographs,” pp. 1–11, 2018.
- [238] T. Hara, T. Hoshuyama, K. Takahashi, and V. Delgermaa, “Danish National Research Centre for the Working Environment Norwegian National Institute of Occupational Health Finnish Institute of Occupational Health Cancer risk among Japanese chromium platers , 1976-2003 Linked references are available on JSTOR for t,” pp. 6–12, 2016.

- [239] R. Welling, J. J. Beaumont, S. J. Petersen, G. V Alexeeff, and C. Steinmaus, "Chromium VI and stomach cancer : a meta-analysis of the current epidemiological evidence," no. September 2014, 2015.
- [240] Ineris, "Fiche de données toxicologiques et environnement des substances chimiques: Nickel et ses dérivés," pp. 1–71, 2006.
- [241] D. J. Sivulka, "Assessment of respiratory carcinogenicity associated with exposure to metallic nickel : A review," vol. 43, pp. 117–133, 2005.
- [242] F. K. Al-Sultani, N. J. Nabat, C. Barchiche, and C. Deslouis, "Phénomènes de corrosion," *Corros. Sci.*, vol. 53, no. 5, p. 160, 2012.
- [243] M. L. Ackland and A. A. Michalczyk, "Zinc and infant nutrition," *Arch. Biochem. Biophys.*, vol. 611, pp. 51–57, 2016.
- [244] Ineris, "Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Zinc et ses dérivés," pp. 1–69, 2005.
- [245] Teck, "Métal De Zinc Fiche Signalétique (Fs)," pp. 1–6, 2018.
- [246] INSERM, "Dioxines dans l' environnement : quels risques pour la santé ?," vol. 1, pp. 1–406, 2000.
- [247] World Health Organization, "Barium in drinking-water.," *Backgr. Doc. Dev. WHO Guidel. Drink. water Qual.*, 2016.
- [248] Ministère des solidarités et de la santé, "Sources d'exposition au plomb," 1.04.2015, 2021. [Online]. Available: <https://solidarites-sante.gouv.fr/sante-et-environnement/batiments/article/sources-d-exposition-au-plomb>.
- [249] Organisation mondiale de la santé, "Intoxication au plomb et santé," 2021. [Online]. Available: <https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>.
- [250] Ineris, "Fiche de données toxicologiques et environnementales - Plomb et ses dérivés inorganiques," pp. 1–90, 2016.
- [251] L. Sandalio, D. M., G. H. C., R. M., and L. A. M. C., & Del Rio, "Sandalio_2001," J.

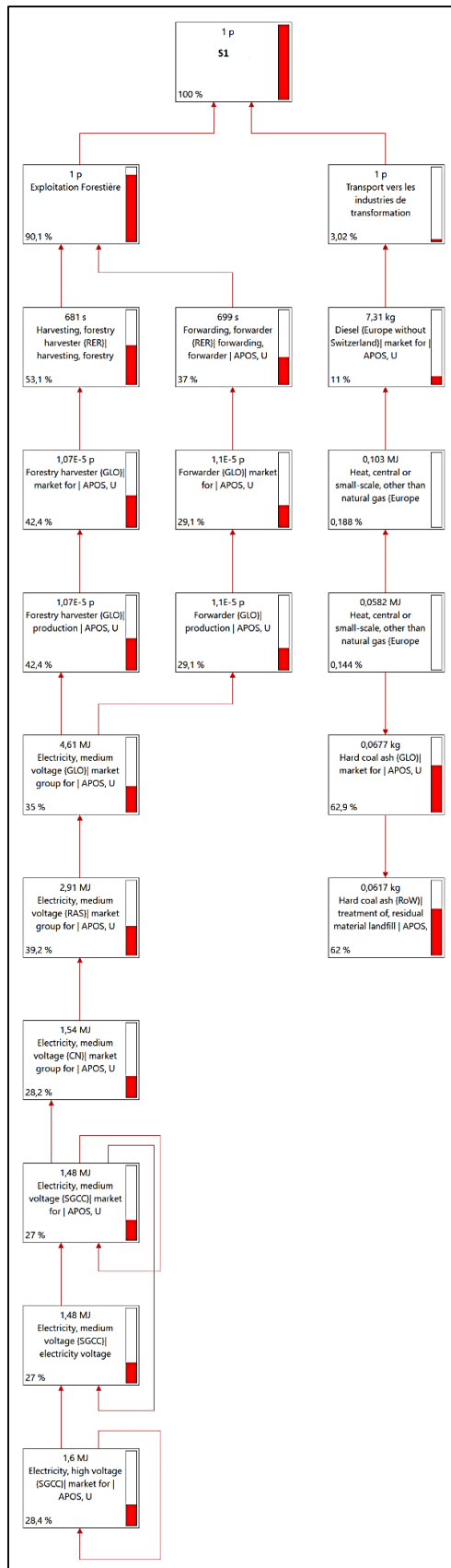
- Exp. Bot.*, vol. 52, no. 364, pp. 2115–2126, 2001.
- [252] H. Liu, S. Hussain, S. Peng, J. Huang, K. Cui, and L. Nie, “Potentially toxic elements concentration in milled rice differ among various planting patterns,” *F. Crop. Res.*, vol. 168, pp. 19–26, 2014.
- [253] Ineris, “Fiche de données toxicologiques et environnementales - Cadmium et ses dérivés,” pp. 1–111, 2014.
- [254] Ineris, “Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Oxydes d’azote NOx,” no. X, pp. 1–58, 2011.
- [255] A. CHERRAT, “Démarche diagnostique des méthémoglobinémies,” 2021.
- [256] K. Ito, G. D. Thurston, and R. A. Silverman, “Characterization of PM2.5, gaseous pollutants, and meteorological interactions in the context of time-series health effects models,” *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, vol. 17, pp. S45–S60, 2007.
- [257] J. S. Brown, T. Gordon, O. Price, and B. Asgharian, “Thoracic and respirable particle definitions for human health risk assessment,” pp. 1–12, 2013.
- [258] R. W. Atkinson, G. W. Fuller, H. R. Anderson, R. M. Harrison, and B. Armstrong, “Urban ambient particle metrics and health: A time-series analysis,” *Epidemiology*, vol. 21, no. 4, pp. 501–511, 2010.
- [259] A. Valavanidis and K. Fiotakis, “Journal of Environmental Science and Health , Part C : Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews Airborne Particulate Matter and Human Health : Toxicological Assessment and Importance of Size and Composition of Particles for Oxidative Damage,” no. September 2014, pp. 37–41, 2008.
- [260] K. H. Kim, E. Kabir, and S. Kabir, “A review on the human health impact of airborne particulate matter,” *Environ. Int.*, vol. 74, pp. 136–143, 2015.
- [261] OMS, “Pollution de l’air ambiant (extérieur),” 2 juin, 2018. [Online]. Available: <https://www.who.int/fr/home/search?indexCatalogue=genericsearchindex1&searchQuery=particules fines&wordsMode=AllWords>.
- [262] Ineris, “Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances

- chimiques Dioxyde De Soufre (SO₂),” *Ineris*, pp. 1–54, 2011.
- [263] R. W. Atkinson, A. Cohen, S. Mehta, and H. R. Anderson, “Systematic review and meta-analysis of epidemiological time-series studies on outdoor air pollution and health in Asia,” *Air Qual. Atmos. Heal.*, vol. 5, no. 4, pp. 383–391, 2012.
- [264] A. S. V Shah *et al.*, “Global association of air pollution and heart failure : a systematic review and meta-analysis,” *Lancet*, vol. 382, no. 9897, pp. 1039–1048, 2013.
- [265] A. S. V Shah *et al.*, “Short term exposure to air pollution and stroke : Systematic review and meta- Short term exposure to air pollution and stroke : systematic review and meta-analysis,” no. April, 2015.
- [266] Ineris, “Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Ammoniac,” pp. 1–110, 2012.
- [267] Q. Yang, Y. Chen, D. Krewski, R. T. Burnett, Y. Shi, and K. M. McGrail, “Effect of short-term exposure to low levels of gaseous pollutants on chronic obstructive pulmonary disease hospitalizations,” *Environ. Res.*, vol. 99, no. 1, pp. 99–105, 2005.
- [268] L. Tian *et al.*, “Ambient carbon monoxide associated with reduced risk of hospital admissions for respiratory tract infections,” *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, vol. 188, no. 10, pp. 1240–1245, 2013.
- [269] A. Laurent and M. Z. Hauschild, “Impacts of NMVOC emissions on human health in European countries for 2000-2010: Use of sector-specific substance profiles,” *Atmos. Environ.*, vol. 85, pp. 247–255, 2014.
- [270] WHO, “Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution,” *WHO Reg. Off. Eur. Copenhagen, DK, ISBN 978 92 890 42895.*, 2008.
- [271] EEA, “Air quality in Europe,” *report. EEA report no. 4/2012. ISSN 1725- 9177. Office for Official Publications of the European Union. European Environment Agency, Copenhagen, DK.*, no. 9. pp. 26–65, 2012.
- [272] ANSES, “Profil toxicologique du toluène,” 2014.

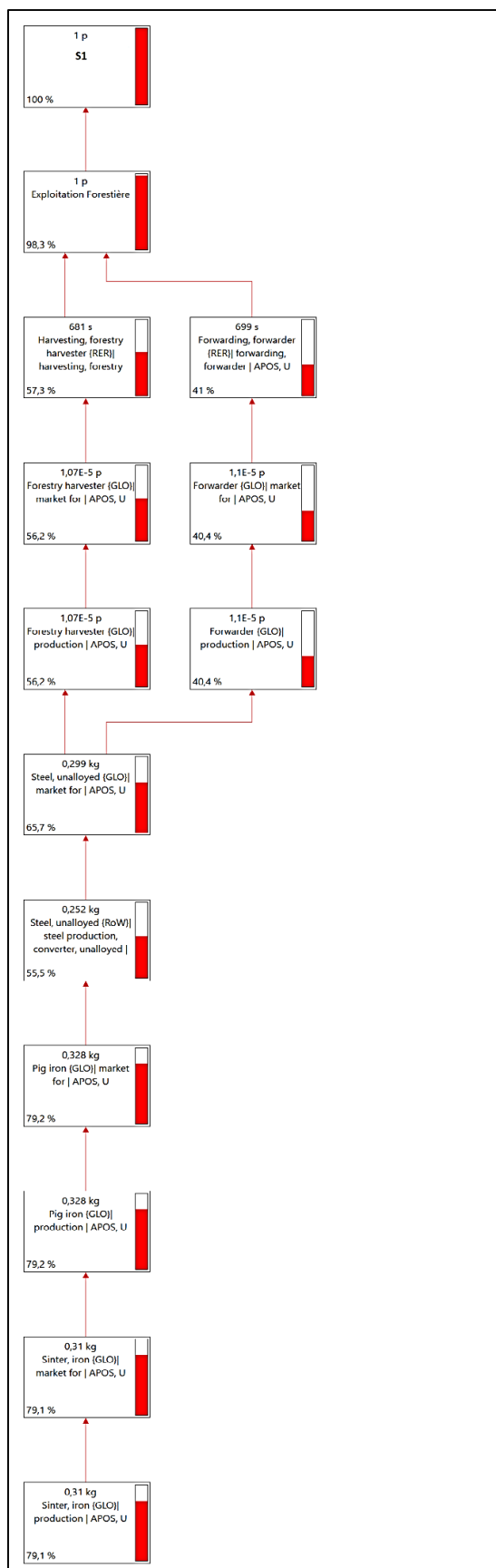
- [273] G. Pauli and F. De Blay, "Le formaldéhyde inhalé et la réponse bronchique," vol. 47, pp. 80–83, 2007.
- [274] S. R. Clough, "Pentane," *Encycl. Toxicol. Third Ed.*, vol. 3, pp. 780–782, 2014.
- [275] Anses, "Profil toxicologique n-hexane (n°CAS 110-54-3)," 2012.
- [276] Inrs, "Hexane: Fiche Toxicologique n°113," pp. 1–15, 2019.
- [277] Inrs, "Monoxyde de carbone Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle Base de données FICHES TOXICOLOGIQUES," pp. 1–3, 2016.
- [278] Inrs, "Oxydes d'azote," pp. 1–13, 2020.
- [279] CCHST, "Effets du méthane sur la santé," *Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail*, 2019. [Online]. Available:
https://www.cchst.ca/oshanswers/chemicals/chem_profiles/methane/health_m et.html#:~:text=Le méthane n'est pas,oxygène et provoquer l'asphyxie.
- [280] D. Jargot *et al.*, "Monoxyde de carbone. Fiche toxicologique n°47," *Inrs*, no. 5, pp. 1–12, 2021.

Annexes

Annexe 1

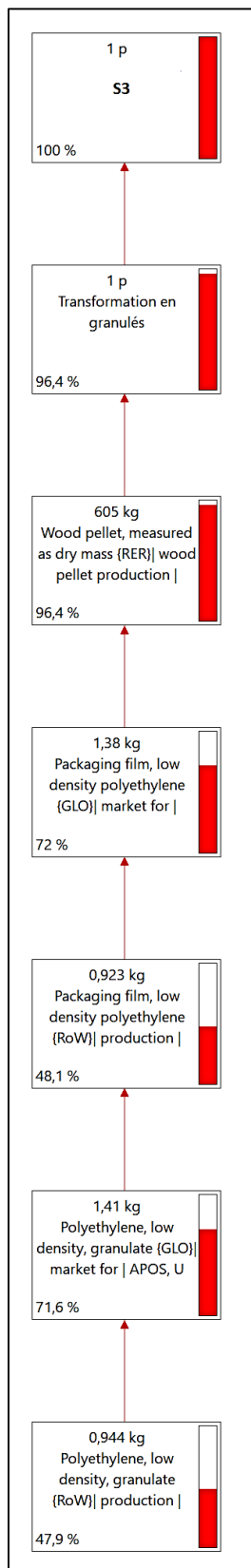


Annexe 1: Les processus élémentaires impliqués dans l'émission de l'Arsenic dans l'eau (Simapro_Méthode IMPACT 2002+)



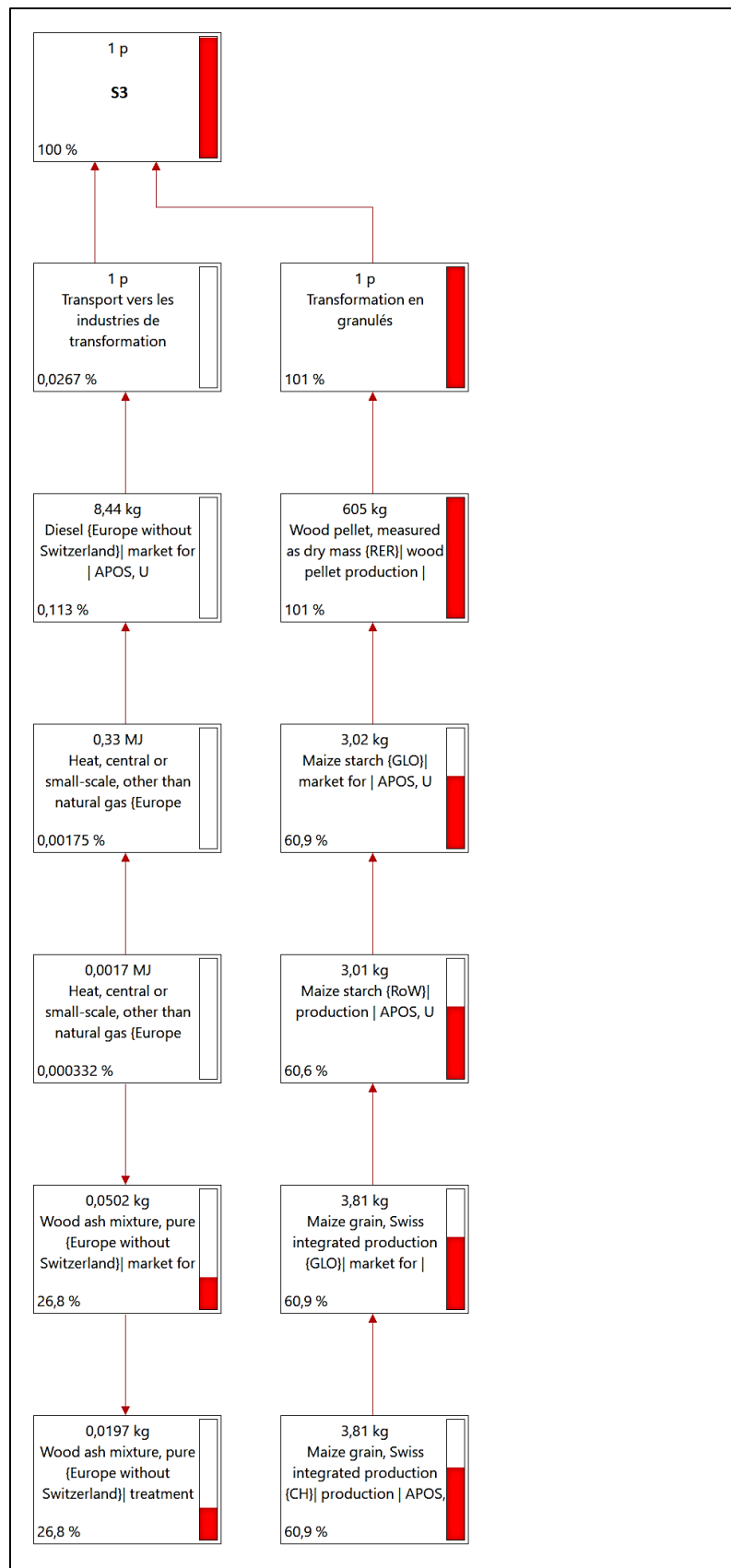
Annexe 2 : Les processus élémentaires impliqués dans l'émission de PCDD et PCDF(Simapro_Méthode IMPACT

2002+

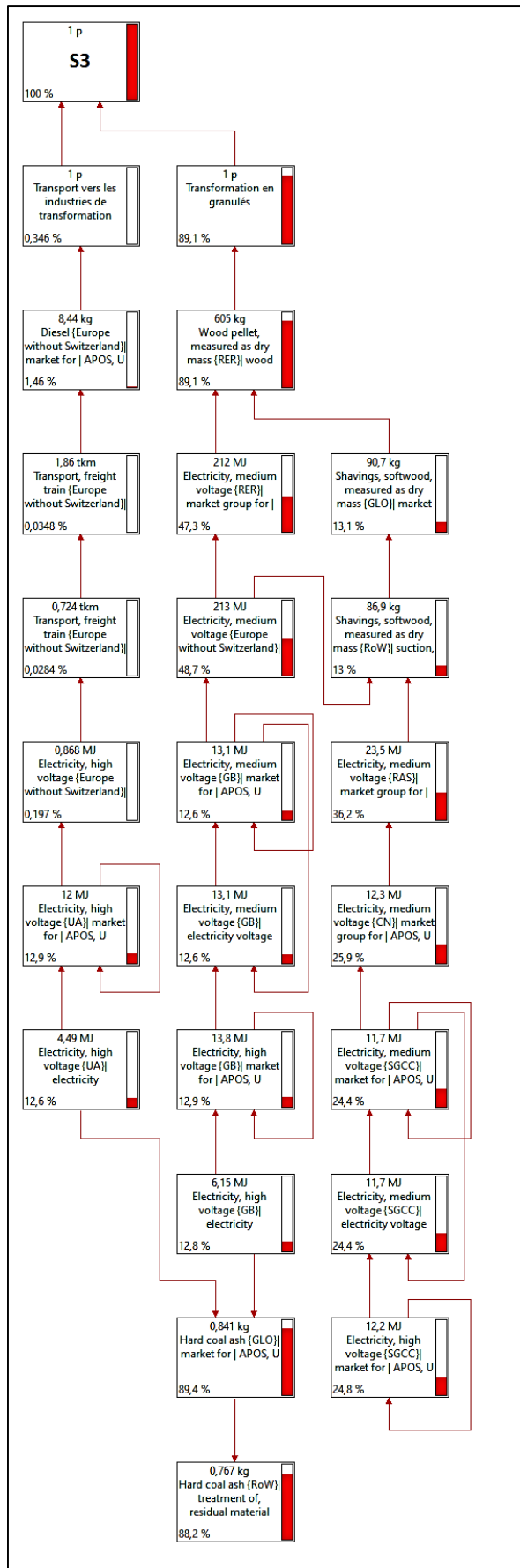


Annexe 3 : Les processus élémentaires impliqués dans l'émissions des HAPs dans l'air (Simapro_Méthode IMPACT 2002+

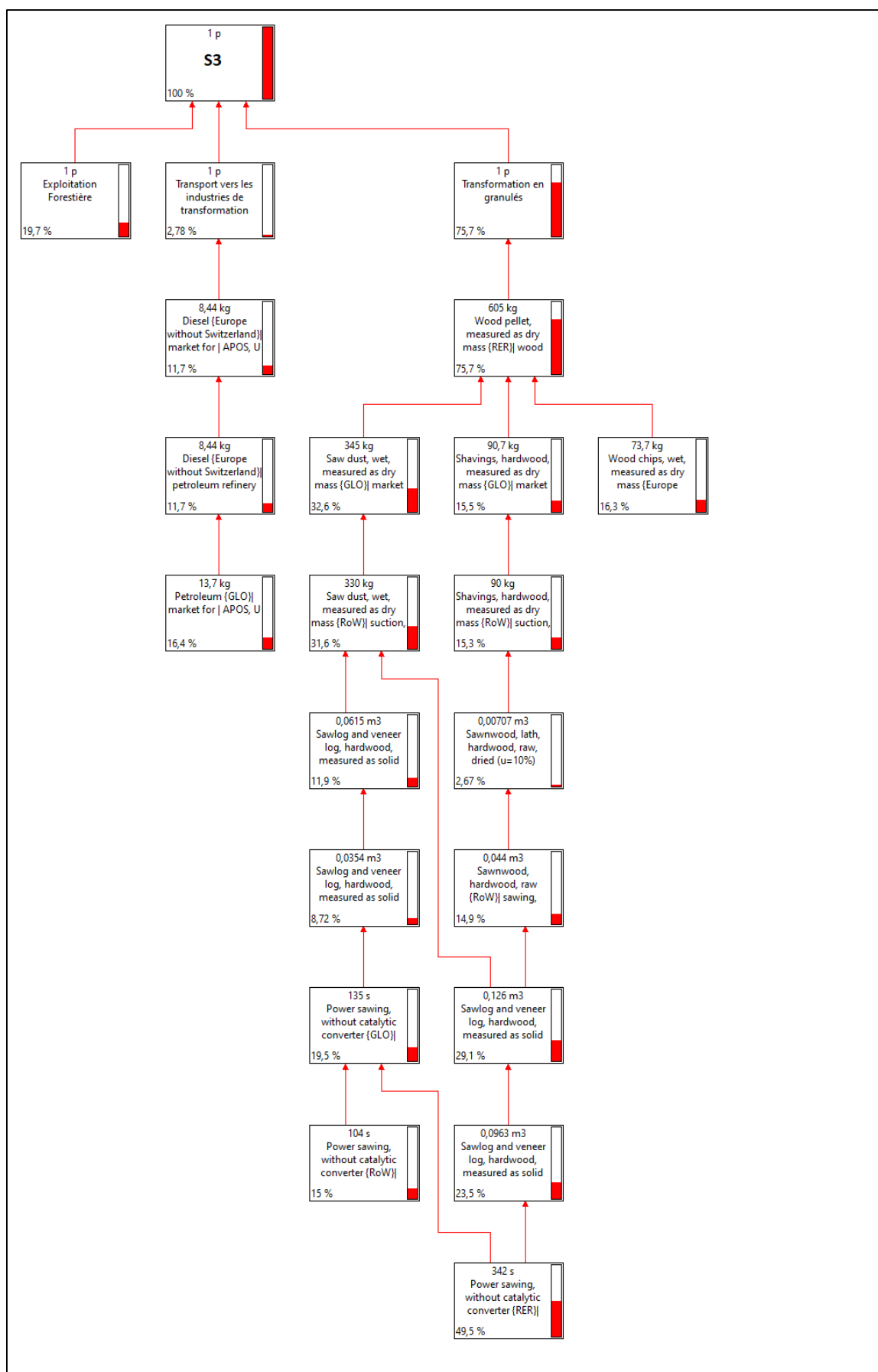
Annexe 4



Annexe 4: Les processus élémentaires impliqués dans l'émissions de Zinc dans le sol (Simapro_Méthode IMPACT 2002+)



Annexe 5 : Les processus élémentaires impliqués dans l'émissions d'Arsenic dans l'eau



Annexe 6 : Les processus élémentaires impliqués dans l'émissions des COVNM dans l'air



Mirna ZGHEIB

Bois-Energie et ACV : vers un modèle dédié pour la réduction des impacts environnementaux et sanitaires.

Résumé

Cette thèse porte sur l'analyse de cycle de vie (ACV) du bois énergie dans les installations de chauffage domestique au bois dans la région Grand Est. L'étude considère les étapes d'exploitation forestière, de transport (vers les industries de production et vers les clients), de production et de combustion. L'unité fonctionnelle est la tonne de bois vert. Les impacts cancérigènes, non cancérigènes, respiratoires et le changement climatique sont évalués selon la méthode d'analyse d'impact de cycle de vie (AICV) IMPACT 2002+. D'abord, la combustion s'est effectuée dans des installations performantes. Puis, les émissions provenant de la totalité des installations de chauffage domestique au bois dans la région ont été étudiées. Une analyse approfondie de l'étape de production des granulés et une étude de sensibilité de l'étape de transport ont été réalisées. Une attention a porté sur les méthodes d'AICV : les méthodes IMPACT 2002+ et Recipe 2016 ont été comparées. Les résultats ont montré que les impacts ainsi que les éléments considérés et leur hiérarchisation diffèrent dans les deux méthodes.

Mots-clefs : Analyse de cycle de vie, Bois-énergie, Chauffage domestique, Analyse d'impact de cycle de vie, Méthodes d'analyse d'impact

Abstract

This thesis focuses on the life cycle assessment (LCA) of wood energy in domestic wood heating appliances in the Grand Est region. The study considers the stages of logging, transport (to the production industries and to the customers), production and combustion. The functional unit is one ton of green wood. Carcinogenic, non-carcinogenic, respiratory and climate change impacts are assessed using the IMPACT 2002+ Life Cycle Impact Assessment (LCIA) method. First, combustion was carried out in efficient installations. Then, the emissions from the totality of the domestic wood heating installations in the region were studied. A thorough analysis of the pellet production stage and a sensitivity study of the transport stage were performed. Finally, the focus was on LCIA methods: the IMPACT 2002+ and Recipe 2016 methods were compared. The results showed that the impacts as well as the elements considered and their hierarchical classification differ in the two methods.

Keywords: Life cycle assessment, Wood energy, domestic heating, Life cycle impact assessment, Impact assessment methods