



HAL
open science

Etude ACV des chantiers de démolition en vue de la préservation des ressources : focus sur les procédés de transport et de décharge

Raphaël Briere

► **To cite this version:**

Raphaël Briere. Etude ACV des chantiers de démolition en vue de la préservation des ressources : focus sur les procédés de transport et de décharge. Matériaux composites et construction. Université Paris-Est, 2016. Français. NNT : 2016PESC1003 . tel-01397821

HAL Id: tel-01397821

<https://pastel.hal.science/tel-01397821>

Submitted on 16 Nov 2016

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

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

THÈSE

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université Paris-Est

Discipline : Structures et matériaux

Présentée par

Raphaël BRIÈRE

Étude ACV des chantiers de démolition en vue de la préservation des ressources. Focus sur les procédés de transport et de décharge.

Laboratoire NAVIER – Équipe MSA

Soutenue le 19 janvier 2016

JURY

Rapporteurs	Chargée de recherche	Anne Ventura	Université de Nantes
	PU	Nicolas Perry	ENSAM
Examineurs	Pr.	François Buyle-Bodin	Université de Lille 1
	Pr.	Guillaume Habert	ETH
	Maitre de recherche	Bruno Peuportier	Ecole des mines ParisTech
Directeur de thèse	Pr.	Olivier Baverel (président du jury)	Ecole des Ponts ParisTech
Co-encadrants de thèse	IDTPE	Adélaïde Féraïlle	Ecole des Ponts ParisTech
	IDTPE	Yannick Tardivel	CEREMA

Grand Standigne

Un jour on démolira
Ces beaux immeubles si modernes
On en cassera les carreaux
De plexiglas ou d'ultravitre
On démontera les fourneaux
Construits à polytechnique
On sectionnera les antennes
Collectives de télévision
On dévissera les ascenseurs
On anéantira les vide-ordures
On broiera les chauffoses
On pulvérisera les frigidons
Quand ces immeubles vieilliront
Du poids infini de la tristesse des choses

Raymond Queneau

Remerciements

J'entame la rédaction de ces remerciements avec émotion : partagé entre la joie d'achever cette grande aventure de plus de 3 ans et la terreur d'oublier une personne importante compromettant ainsi une amitié ou une relation professionnelle.

En premier lieu je souhaite remercier mes deux rapporteurs Nicolas Perry et Anne Ventura pour leurs remarques dans les règles de l'art qui m'ont permis d'améliorer mon manuscrit et de prendre du recul sur mon travail. Je pense notamment aux commentaires sur le chapitre 3 qui m'ont évité de partir en roue libre. Je souhaite également remercier mes examinateurs François Buyle Bodin, Bruno Peuportier et Guillaume Habert qui lors de ma soutenance ont amené des discussions particulièrement intéressantes et pertinentes. Un merci tout particulier à toi Guillaume qui a été l'un des premiers à me faire découvrir la recherche et qui pendant 10 mois a été un exemple pour moi. Merci à mes deux encadrants qui m'ont suivi pendant ces 3 années : Yannick Tardivel et Adélaïde Feraille. Vos conseils ainsi que vos corrections ont été précieux. Et enfin merci à mes deux directeurs de thèses Jean François Caron et Olivier Baverel grâce à qui ce travail a pu se dérouler et aboutir.

Toutes les personnes lisant ces lignes cherchent leurs noms afin de savoir si je ne les ai pas oubliées. Encore un peu de patience. Avant de continuer d'énumérer les différentes personnes à qui je dois exprimer ma gratitude, je me permets une petite parenthèse afin de vous rappeler le contenu de cette thèse. Ce mémoire traite de la fin de la vie des bâtiments en vue de la préservation des ressources. Vous trouverez notamment une présentation de la modélisation du transport dans le chapitre 3 et de la modélisation de la mise en décharge dans le chapitre 4. Ce travail se termine par une comparaison de la gestion d'une poutre en béton armé selon divers scénarios dans le chapitre 5. Reprenons le fil de ces remerciements.

Au laboratoire Navier où j'ai passé ces 3 années, plusieurs personnes méritent ma reconnaissance. D'abord, Marie Françoise et Rachida, qui sont toujours là pour vous aider à réserver une salle, trouver un rétroprojecteur ou partir en mission sans encombre. Ma thèse aurait été bien plus compliquée sans elles. Ensuite, un immense merci à Géraldine pour toutes les discussions et le soutien proposé, je te souhaite le meilleur pour la suite. Que la chance soit avec toi. Un grand merci à Cécile Blanchemanche qui quel que soit le problème qu'on lui ramène vous trouve une solution avec le sourire. On en regretterait presque de n'avoir pas plus de problèmes. Si vous voulez la remercier, une boîte de canelés est une bonne solution ! Enfin, comment ne pas citer tous les stagiaires/doctorants/docteurs dont j'ai croisé la route. Merci à Ababacar (le danseur fou), Andrea (ton travail m'a bien inspiré), Bachar (le plus beau sourire du laboratoire), Francis (le facteur X), Michele (ma che yé sui le bel italien), Natalia (toujours un plaisir de te croiser dans le RER et avoir tes regards de compassion). Parmi tous ses mercis il me semble normal de m'excuser auprès d'Amine, Déborah, Laura et Sarah pour le compagnon de bureau peu communicatif que j'ai été pendant le temps où vous m'avez connu. Je vous souhaite bon courage pour les années qui arrivent. Vous allez tout déchirer : si j'ai réussi il n'y a aucune raison pour lesquelles vous ne pourriez pas y arriver aussi ! Et puis un immense merci à Abdessamad pour les bons moments et pour toute l'aide apportée dans la dernière ligne droite. Tu as été le meilleur chaperon du monde et tu es une personne géniale !

Merci à Anne Sophie pour m'avoir initié au dimensionnement des poutres. Merci à toi Charlotte, quand tu auras fini ton doctorat aux Mines, tu feras une prof géniale ! Et enfin, merci pour conclure ces remerciements professionnelles merci à Rachida Idir pour m'avoir donné ma première opportunité dans la recherche pendant mon stage de master et d'avoir constamment suivi mon parcours.

Il a été important de décompresser pendant ces 3 ans. Alors merci Max (à nos soirées FIFA inoubliables), Nico (à notre buffet inoubliable), Laura (à nos journées shopping et à nos parties de Rayman (Guacamole, guacamole)). Merci à vous 2 d'être venus le jour de ma soutenance même si vous avez joué à Candy Crush pendant la majeure partie du temps cachés au fond de la salle. Merci à Cyril, merveilleuse pine d'ours. Merci à toi Anne-Laure pour tout le soutien, les messages d'encouragement. Tu es une ostéopathe géniale et ça va marcher pour toi ! Merci à toi Aurélie, toujours un message sympathique quand cela est nécessaire.

Mana Wyrd. Il est difficile d'exprimer à quel point les wyrdiens ont été une bouffée d'oxygène durant ces deux dernières années que ce soit par leur folie, leur passion ou leurs délires. Je remercie en premier celui qui me les a fait découvrir JB « Roxis » que ce soit son talent au tarot ou ses jeux de mots avec lui la qualité est toujours au RDV et aussi aux RMW. Citons aussi Arkandias (t'es vraiment un as), Versipellis (la reine de l'After), Amarel (géniale omeyer de sa forme), Selena (ton prénom est aussi unique que toi et puis tu manies les mots avec une telle dextérité), Winona (qui ne perd jamais le nord), Efferalgan (qui nous met une pilule au 6 qui va prendre ?), Enora (discrète mais toujours de bonne compagnie), Ambrozia (cookie *-*), Crountie (le master des conseils sages) et à tous les autres aussi ! Et puis je profite de ces remerciements pour répondre à ta question Croun « C'est une bonne situation, ça, thésard ? » « Mais, tu sais, moi je ne crois pas qu'il y ait de bonne ou de mauvaise thèse. Moi si je devais résumer ma thèse aujourd'hui avec vous, je dirais que c'est d'abord des réunions, des encadrants qui m'ont tendu la main, peut être à un moment où je ne pouvais pas, où j'étais seul dans mon bureau. Et c'est assez curieux de se dire que les hasards, les rencontres forgent une destinée...Parce que quand on a le goût de la thèse, quand on a le goût du manuscrit bien écrit, la belle phrase, on ne trouve pas l'interlocuteur en face, je dirais la façade qui vous aide à avancer. Alors ce n'est pas mon cas, comme je le disais là, puisque moi au contraire, j'ai pu ; et je dis merci à la thèse, je lui dis merci, je chante la thèse, je danse la thèse...Je ne suis qu'amour ! Et finalement, quand beaucoup de doctorants aujourd'hui me disent « Mais comment fais-tu pour avoir cette humanité ? », eh ben je leur réponds que c'est ce goût du béton, ce goût du béton qui m'a poussé aujourd'hui à entreprendre une déconstruction mécanique mais demain, qui sait, peut-être seulement à me mettre au service de la communauté, à faire le don, le don de bois... »

Enfin, j'entrevois le bout de ces remerciements. Un grand merci à ma famille qui m'a soutenu pendant ces 3 ans notamment ma mère source de réconfort depuis 27 ans. Un grand merci à ma tante Chantal, mon oncle Jacques et mon espèce de cousine Déborah d'avoir fait le déplacement depuis la province pour venir me voir lors de la soutenance (on s'ennuie vraiment en province faut croire !).

Mélanie, pour décrire tes qualités il faudrait un mémoire bien plus important que celui-ci. Tu es une ressource rare et précieuse avec qui j'espère pouvoir construire une relation que rien ne pourra démolir ou déconstruire.

PS : si vous pensez mériter d'apparaître dans ces remerciements et que votre nom n'y figure pas vous pouvez envoyer une réclamation à l'adresse suivante : raphael.briere@gmail.com
Votre réclamation, si légitime, sera traitée et pris en compte. Merci !

Table des matières

<i>Remerciements</i>	5
LISTES DES FIGURES	13
LISTE DES TABLEAUX	17
LISTE DES ILLUSTRATIONS	19
INTRODUCTION	21
1.1 LES DECHETS DU BTP EN FRANCE	30
1.1.1 LA NATURE DES DECHETS.....	30
1.1.2 LES DECHETS DU SECTEUR DE LA CONSTRUCTION	31
1.1.3 LES DECHETS DES CHANTIERS DE DEMOLITION.....	32
1.2 LA GESTION DES DECHETS EN FRANCE	33
1.2.1 CADRE REGLEMENTAIRE	33
1.2.2 LE DIAGNOSTIC DECHET	34
1.3.3 LE PROJET ASURET	35
1.3.4 LES FILIERES DE GESTION DES DECHETS	36
1.3 LES TECHNIQUES DE DEMOLITION	39
1.3.1 LES PROCEDES MECANIQUES	40
1.3.2 LES PROCEDES UTILISANT L'ONDE DE CHOC OU LES EXPLOSIFS	43
1.3.3 LES PROCEDES THERMIQUES.....	44
1.3.4 LA DECOUPE AU JET D'EAU A HAUTE PRESSION	44
1.3.5 LA DEMOLITION MANUELLE	45
1.4 LIENS AVEC L'ETUDE DE L'ADEME	50
1.4.1 COMPARAISON DES TECHNIQUES DE DEMOLITION UTILISEES.....	51
1.4.2 COMPARAISON DES EXUTOIRES UTILISES.....	52
1.5 UN APERÇU DE LA SITUATION MONDIALE	54
1.5.2 LES TECHNIQUES DE DEMOLITION	56
1.5.3 LA GESTION DES DECHETS	57
1.6 DEFINITIONS	58
1.6.1 DEMOLITION OU DECONSTRUCTION ?.....	58
1.6.3 LA SITUATION EN FRANCE.....	59
2.1 L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV)	63
2.1.1 LA DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE	64
2.1.1.1 Fonctions du système étudié	65
2.1.1.2 Unité fonctionnelle (UF).....	65
2.1.1.3 Les frontières du système.....	66
2.1.1.4 Les règles d'allocation	66
2.1.1.5 Les catégories d'impacts et les méthodes d'évaluation	68
2.1.1.6 Les données	68
2.1.1.7 Les hypothèses de travail.....	69
2.1.1.8 Les limites de l'étude	69
2.1.1.9 La revue critique.....	69
2.1.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV)	70
2.1.2.1 Les bases de données	71

2.1.2.2	La fiabilité des données	71
2.1.3	ANALYSE DE L'IMPACT DU CYCLE DE VIE (AICV).....	74
2.1.3.1	Les principales méthodes de caractérisation.....	76
2.1.4	INTERPRETATION DES RESULTATS	78
2.2	LES CHANTIERS DE DEMOLITION	79
2.2.1	LA NORME 15 804	79
2.2.2	DESCRIPTION DU SYSTEME	80
2.2.2.1	La fin de vie des bâtiments d'un point de vue ACV dans la littérature.....	81
2.3	APPLICATION DANS UN CAS PRATIQUE DE CHANTIERS	83
2.3.1	DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE	84
2.3.1.1	Objectif et champ de l'étude.....	84
2.3.1.2	Unité fonctionnelle	85
2.3.1.3	Frontières du système.....	85
2.3.1.4	Les règles d'allocation	85
2.3.1.5	Logiciel de calcul et base de données.....	86
2.3.1.6	Choix des catégories d'impact et des méthodes d'évaluation	86
2.3.2	INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE.....	87
2.3.2.1	Démolition traditionnelle.....	88
2.3.2.1.1	Démolition de la structure.....	89
2.3.2.1.2	Évacuation des déchets.....	89
2.3.2.1.3	Mise en décharge.....	90
2.3.2.2	Démolition sélective	90
2.3.2.2.1	Nettoyage préalable.....	91
2.3.2.2.2	Dépose des parquets et de la feutrine.....	92
2.3.2.2.3	Abattage de la structure.....	92
2.3.2.2.4	Concassage.....	92
2.3.2.2.5	Transport et gestion des déchets.....	93
2.3.3	ANALYSE DES RESULTATS	94
2.3.3.1	Démolition traditionnelle.....	94
2.3.3.2	Démolition sélective	96
2.3.3.3	Comparaison des deux systèmes.....	98
2.3.4	LE RECYCLAGE.....	100
2.3.4.1	Modélisation du recyclage dans une ACV.....	100
2.3.4.2	Module D.....	101
2.3.4.3	Module D dans le cas de la démolition sélective.....	102
2.4	ANALYSES DE SENSIBILITE.....	104
➤ 2.4.1	FONCTIONNEMENT ET CONSOMMATION DES MACHINES.....	105
2.4.1.1	Sensibilité sur la durée journalière de fonctionnement des engins de chantier.....	105
2.4.1.2	Sensibilité sur la consommation des engins de chantiers	106
2.4.2	SENSIBILITE LIEE A LA PHASE DE TRANSPORT.....	107
2.4.2.1	Sensibilité sur la consommation en trajet urbain	107
2.4.2.2	Sensibilité selon les normes d'émissions respectées par les camions.....	108
2.4.2.3	Sensibilité selon la distance parcourue	109
2.4.3	LES INCERTITUDES DANS L'ACV	109
2.4.3.1	Les incertitudes de nos scénarios	110
3.1	LA MODELISATION DU TRANSPORT ROUTIER DANS ECOINVENT.....	118
3.2	DESCRIPTION DU MODULE « TRANSPORT, 16-32 T, EURO 4, RER »	120
3.2.1	« OPERATION, LORRY 16-32T, EURO 4, RER ».....	121
3.2.2	« LORRY 28 T / RER », « MAINTENANCE, LORRY 28 T / RER » ET « DISPOSAL, LORRY 28 T / CH »	122
3.2.3	« ROAD / CH » ET « DISPOSAL, ROAD / CH »	124
3.2.4	« OPERATION, MAINTENANCE, ROAD / CH »	127
3.3	LA PRISE EN COMPTE DE LA VARIATION DE LA CHARGE DES CAMIONS.....	129
3.3.1	PRISE EN COMPTE DU RETOUR A VIDE	129
3.3.2	DESCRIPTION DU MODULE « OPERATION »	130
3.3.2.1	Groupe 1	131

3.3.2.2	Groupe 2	132
3.3.2.3	Groupe 3	132
3.3.2.4	Groupe 4	133
3.3.2.5	Groupe 5	133
3.3.2.6	Groupe 6	133
3.3.2.7	Modification du module « Operation »	135
3.4	METHODE « TKM »	137
3.4.1	CALCUL DE D1	137
3.4.2	INTEGRATION DES PROCESSUS D'INFRASTRUCTURES	137
3.4.2.1	Calcul de D2	138
3.4.2.2	Calcul de D3	138
3.4.2.3	Calcul de D4	139
3.4.3	COMPARAISON ENTRE LA METHODE DE REFERENCE ET LA METHODE « TKM »	139
3.5	METHODE « KM »	140
3.5.1	CALCUL DE D1	141
3.5.2	INTEGRATION DES INFRASTRUCTURES ROUTIERES	141
3.5.3	COMPARAISON AVEC LA METHODE DE REFERENCE	142
3.6	COMPARAISON ENTRE LES METHODES « KM » ET « TKM »	143
4.1	LA MODELISATION DES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DANS ECOINVENT	151
4.1.1	« INERT MATERIAL LANDFILL »	151
4.1.2	« RESIDUAL MATERIAL LANDFILL »	152
4.1.3	« SANITARY MATERIAL LANDFILL »	152
4.1.4	LIEN AVEC LES INSTALLATIONS DE STOCKAGE FRANÇAISES	153
4.2	« INERT MATERIAL LANDFILL »	153
4.2.1	ÉMISSIONS	153
4.2.2	INFRASTRUCTURE	155
4.3	SANITARY LANDFILL	155
4.3.1	INFRASTRUCTURE	156
4.3.2	LES EMISSIONS DES INSTALLATIONS « SANITARY LANDFILL »	159
4.3.3	ADAPTATION POUR DES DECHETS SPECIFIQUES	162
4.3.3.1	Cas concret du zinc	163
4.3.3.2	Calcul des coefficients de transfert du zinc dans un déchet moyen	163
4.3.3.3	Coefficient de transfert du zinc dans le journal	164
4.3.4	LE TRAITEMENT DES LIXIVIATS	165
4.4	ADAPTATION DU MODULE « INERT MATERIAL LANDFILL »	166
4.4.1	LA MANUTENTION DES DECHETS	167
4.4.2	LES INFRASTRUCTURES D'UNE ISDI	168
4.5	MODELISATION D'UNE ISDND	172
4.5.1	LA MANUTENTION DES DECHETS	174
4.5.2	LES INFRASTRUCTURES D'UNE ISDND	174
4.5.2.1	La barrière passive	176
4.5.2.2	La barrière active	177
4.5.2.3	Récapitulatif	178
4.5.3	LIXIVIATION ET DEGAGEMENTS GAZEUX	179
4.6	APPLICATION AUX CHANTIERS DE DEMOLITION	179
4.6.1	CAS DE LA DEMOLITION TRADITIONNELLE	179
4.6.2	CAS DE LA DEMOLITION SELECTIVE	181
5.1	LE REEMPLOI ET LA REUTILISATION APPLIQUES AU BTP	188
5.1.1	CONTEXTE ET VOCABULAIRE	189
5.1.2	DES EXEMPLES DE REEMPLOI ET DE REUTILISATION	190

5.2 LES CARACTERISTIQUES DU REEMPLOI ET DE LA REUTILISATION	194
5.2.1 LES LEVIERS	194
5.2.1.1 <i>L'augmentation des coûts de la mise en décharge</i>	194
5.2.1.2 <i>Préservation des ressources naturelles</i>	195
5.2.1.3 <i>Bénéfices environnementaux, économiques et sociaux</i>	196
5.2.2 LES FREINS AU REEMPLOI	196
5.2.2.1 <i>La certification des matériaux de réemploi</i>	196
5.2.2.2 <i>Le stockage des éléments récupérés</i>	199
5.2.2.3 <i>la caractérisation du stock</i>	199
5.2.2.4 <i>La localisation du stock</i>	201
5.3 LES BENEFICES ENVIRONNEMENTAUX DE LA REUTILISATION ?.....	202
5.3.1 IDENTIFICATION DES PARAMETRES.....	202
5.3.2 NIVEAU DE REUTILISATION	204
5.3.3 LA GESTION D'UNE POUTRE EN BETON ARME ISSUE DE LA DEMOLITION D'UN BATIMENT	204
5.3.3.1 <i>Présentation de l'étude de cas</i>	204
5.3.3.2 <i>Dimensionnement des aciers longitudinaux</i>	206
5.3.3.3 <i>Dimensionnement des aciers transversaux</i>	208
5.3.3.4 <i>Réutilisation de la poutre</i>	209
5.3.3.5 <i>Recyclage de la poutre</i>	214
5.3.3.6 <i>Mise en décharge</i>	217
5.3.4 COMPARAISON DES 3 SCENARIOS	218
CONCLUSION GENERALE	223
ANNEXE 1 : METHODOLOGIE DE CALCUL DES INDICATEURS	237
ANNEXE 2: IMPLEMENTATION DES DEUX METHODES ALTERNATIVES DU TRANSPORT DANS SIMAPRO	249
ANNEXE 3: CARTE DES ISDD SUR LE TERRITOIRE METROPOLITAIN	250
ANNEXE 4: CARTE DES ISDND SUR LE TERRITOIRE METROPOLITAIN	251

Listes des figures

Figure 1: Répartition de la production des déchets en France en 2004 entre les différents secteurs de l'économie [ADEME, 2006]	28
Figure 2: Évolution de la composition des déchets en fonction du type de chantier	33
Figure 3 : Présentation des différents scénarios possibles avant la déconstruction d'un bâtiment [Crowther, 2000]	55
Figure 4 : Phases et domaines d'application d'une ACV [ISO 14040, 2006]	63
Figure 5 : Les problèmes d'allocation dans l'industrie du biocarburant (www.bioethanolcarburant.com)	67
Figure 6 : Arbre des processus unitaires de la production d'un produit (adapté des guides EVEA de la formation à l'ACV et de SimaPro)	70
Figure 7 : Structure de l'analyse des impacts depuis les résultats d'inventaire du cycle de vie jusqu'aux catégories de dommage [Jolliet, 2005].....	74
Figure 8 : Les différentes étapes d'un chantier de démolition [ADEME, 2003; ASURET, 2010]	80
Figure 9 : Frontières du système "Démolition traditionnelle"	88
Figure 10 : Description du module Ecoinvent "Diesel burned in building machine"	89
Figure 11 : Description du module Ecoinvent "Transport, lorry 16-32t, EURO 4"	89
Figure 12 : Description du module Ecoinvent "Disposal concrete, 5% water, to inert material landfill"	90
Figure 13 : Frontières du système "Démolition sélective"	91
Figure 14 : Description du module Ecoinvent "Electricity, medium voltage, at grid /FR »	92
Figure 15 : Description du module "Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill"	94
Figure 16 : Impacts environnementaux de la démolition traditionnelle	95
Figure 17 : Impacts environnementaux de la démolition sélective	97
Figure 18 : Variation des résultats selon la durée de fonctionnement quotidienne de la pelle hydraulique sur le chantier de démolition traditionnelle	105
Figure 19 : Variation des résultats de la consommation de la pelle hydraulique sur le chantier de démolition traditionnelle	106
Figure 20: Influence d'une consommation des camions augmentée de 50 % lors d'un trajet urbain	107
Figure 21 : Influence de la norme d'émissions respectée par le camion utilisé pour le transport des déchets sur le chantier de démolition traditionnelle.....	108
Figure 22 : Influence de la distance de transport des déchets sur le chantier de démolition traditionnelle	109
Figure 23 : Incertitudes sur la démolition traditionnelle	111
Figure 24 : Incertitudes sur la démolition sélective	112
Figure 25 : Description du module "Operation, lorry 16-32t, EURO 4, RER"	121
Figure 26 : Description du module "Lorry, 28 t"	122
Figure 27 : Description du module "Maintenance, lorry 28 t"	122
Figure 28: Description du module "Disposal, lorry 28 t"	123
Figure 29 : Description du module "Road"	124
Figure 30: Caractéristiques des différentes couches routières d'une route suisse	124
Figure 31 : Les couches d'une chaussée d'une route française [Bio Intelligence Service, 2014]	125

Figure 32 : Description du module " <i>Disposal, road</i> "	125
Figure 33 : Description du module " <i>Maintenance, road</i> "	127
Figure 34 : Comparaison entre la méthode de référence (30475 tkm) et la méthode « tkm » (30475 tkm)	140
Figure 35 : Comparaison entre la méthode de référence (30475 tkm) et la méthode "km" (2530 km)	142
Figure 36 : Comparaison des deux méthodes alternatives.....	144
Figure 37 : Arbre de décision pour sélectionner la meilleure méthode pour la modélisation du transport.....	146
Figure 38 : Description du module " <i>Disposal concrete, 5% water to inert material landfill</i> "	153
Figure 39: Impacts des déchets inertes, du verre et du métal dans une décharge du type " <i>Inert material landfill</i> "	154
Figure 40 : Description du module " <i>Disposal, municipal solid waste, 22,9% water , to sanitary landfill</i> "	156
Figure 41 : Schéma d'une coupe (échelle non respectée) d'un " <i>Sanitary landfill</i> " [Doka, 2009]	158
Figure 42 : Description de la chaîne de gestion des déchets déposés dans les " <i>Sanitary landfill</i> "	166
Figure 43 : Schéma d'une ISDI [CFG, 2011]	169
Figure 44: Schéma d'une coupe et d'un flanc d'une ISDND (DRIEE Ile de France, 2012)	175
Figure 45 : Schéma d'un géotextile bentonitique aiguilleté [CFG, 2011]	177
Figure 46 : Comparaison entre une décharge suisse et une décharge française de déchets inertes.....	180
Figure 47 : Comparaison de l'influence du module de décharge choisi pour le scénario de démolition traditionnelle	181
Figure 48 : Comparaison entre un "Sanitary landfill" suisse et une ISDND française.....	182
Figure 49: Comparaison de l'influence du module de décharge choisi pour le scénario de démolition sélective	183
Figure 50 : Chapiteaux et colonnes réemployés dans la mosquée de Cordoue (Mosquée de Cordoue par Jialiang Gao)	187
Figure 51 : Construction de la villa Welpeloo [Superuse Studios, 2009]	191
Figure 52 : « The Big Dig House, East Lexington MA » par John Phelan	192
Figure 53 : Luminaire issu de matériaux de réemploi [Bellastock, 2014]	193
Figure 54 : Énergie grise des principaux matériaux de construction [Roussat, 2007].....	195
Figure 55 : Les différentes étapes pour obtenir la certification CE [Economie, 2012]	197
Figure 56 : Schéma de l'étude de cas.....	205
Figure 57 : Nombre et espacement théorique dans la poutre étudiée	208
Figure 58 : Description du module Ecoinvent " <i>Diesel burned in building machine</i> "	210
Figure 59 : Description du module Ecoinvent " <i>Electricity, medium voltage, at grid /FR</i> » ...	210
Figure 60: Description de la méthode « tkm ».....	211
Figure 61 : Description du module Ecoinvent « <i>Epoxy resin, liquid, at plant</i> »	212
Figure 62 : Description du module Ecoinvent « <i>Steel, electric un and low alloyed, at plant</i> »	213
Figure 63 : Description du module Ecoinvent « <i>Concrete, normal at plant</i> ».....	214
Figure 64 : Description du module Ecoinvent « <i>Steel, converter alloyed, at plant</i> ».....	216
Figure 65 : Description du module Ecoinvent « <i>Gravel, round at mine</i> ».....	216

Figure 66 : Description du module Ecoinvent " <i>Disposal concrete, 5% water, to inert material landfill</i> "	217
Figure 67 : Comparaison de la gestion de 10 poutres (pour 7 poutres neuves remplacées)	219
Figure 68 : Comparaison des 3 scénarios (pour 4 poutres neuves remplacées)	220

Liste des tableaux

Tableau 1: Quantité de déchets générés par le BTP selon la nature des déchets [SOeS, 2008]	32
Tableau 2: Contribution des différents chantiers du bâtiment dans la production des différents déchets [IFEN, 2007]	32
Tableau 3 : Caractéristiques des méthodes de percussions et de vibrations	41
Tableau 4 : Caractéristiques de la traction par câble	42
Tableau 5 : Caractéristiques des outils diamantés	42
Tableau 6 : Caractéristiques des procédés de dislocation	43
Tableau 7 : Caractéristiques des opérations à l'explosif	44
Tableau 8 : Caractéristiques des procédés thermiques	44
Tableau 9 : Caractéristiques de l'hydrodémolition	45
Tableau 10 : Caractéristiques de la démolition manuelle	46
Tableau 11 : Critères de décision selon le type d'ouvrages et les caractéristiques des différentes techniques de démolition [ASURET, 2010]	47
Tableau 12 : Récapitulatif de la typologie des bâtiments étudiées et des techniques utilisées pour chacune des études de cas	51
Tableau 13 : La gestion des déchets dans les études de cas de l'ADEME	52
Tableau 14 : Matrice pedigree de la base Ecoinvent pour l'estimation de la qualité d'une donnée	72
Tableau 15 : Les principales méthodes de caractérisation	76
Tableau 16 : Les étapes du cycle de vie d'un bâtiment	79
Tableau 17 : Récapitulatif des catégories d'impact et des méthodes sélectionnées	87
Tableau 18 : Modules Ecoinvent et leur quantité associée pour la démolition traditionnelle	94
Tableau 19 : Modules Ecoinvent choisis et leur quantité associée pour la démolition sélective	96
Tableau 20 : Comparaison entre les démolitions traditionnelle et sélective	98
Tableau 21 : Comparaison des modules de décharge des deux scénarios	99
Tableau 22 : Modules Ecoinvent utilisés pour le module D	102
Tableau 23 : Module D de la démolition sélective	103
Tableau 24 : Module D de la démolition sélective	104
Tableau 25 : Distributions possibles pour une donnée Ecoinvent [Goedkoop, 2010]	110
Tableau 26 : Ensemble des modules transport disponibles dans Ecoinvent	118
Tableau 27 : Évolution de la réglementation sur les normes d'émissions	119
Tableau 28 : Description du module " <i>Transport, lorry 16-32t, EURO 4, RER</i> "	120
Tableau 29 : Éléments présents dans chacun des 6 groupes	131
Tableau 30: Facteurs d'émissions pour un kilo de diesel brûlé	131
Tableau 31: Émissions des flux du groupe 2 dans la catégorie " <i>16-32 t, EURO 4</i> "	132
Tableau 32: Émissions des flux du groupe 3 pour la catégorie " <i>16-32t, EURO 4</i> "	132
Tableau 33 : Valeur des émissions de particules dans le cas d'un camion	133
Tableau 34 : Émissions en métaux lourds dues à l'abrasion des pneus et des freins dans l'air	133
Tableau 35 : Données pour calculer les émissions dans le sol et l'eau des métaux lourds dans le cas d'un camion de 28 tonnes	134

Tableau 36 : Valeur des flux pour le groupe 1A	135
Tableau 37: Valeur des flux pour le groupe 1B	136
Tableau 38 : Description du nouveau module " <i>Transport, lorry 16-32 t, EURO 4, RER</i> " d'après la méthode « tkm »	139
Tableau 39 : Valeurs de l'amortissement des infrastructures	141
Tableau 40 : Spécificités de chacune des 3 méthodes.....	143
Tableau 41 : Nature et tonnage des déchets accueillis dans les "Sanitary landfill"	152
Tableau 42 : Nature des déchets enfouis dans les " <i>Sanitary landfill</i> "	156
Tableau 43 : Détail du transport des matériaux	159
Tableau 44 : Taux de dégradation pour différents éléments	165
Tableau 45 : Flux les plus contributeurs dans chaque catégorie d'impact.....	167
Tableau 46 : Description des infrastructures d'un "Inert material landfill"	169
Tableau 47 : Description des infrastructures d'une ISDI.....	170
Tableau 48 : Récapitulatif des modifications entre les modules « <i>Disposal to inert material landfill</i> » et « <i>ISDI</i> ».....	171
Tableau 49 : Phases les plus contributrices aux 13 catégories d'impacts sélectionnées pour 5 natures de matériaux mis en décharge.....	173
Tableau 50 : Flux issus de la construction d'une ISDND.....	178
Tableau 51 : Variation des quantités de matières entre les 2 types de décharge.....	182
Tableau 52 : Besoin en matériaux du BTP.....	186
Tableau 53 : Coût moyen de la mise en décharge dans les installations de stockage [ADEME, 2012].....	194
Tableau 54: Les potentiels de réutilisation de quelques matériaux et éléments.....	200
Tableau 55 : Récapitulatif des caractéristiques du plancher, des poutres et des matériaux	205
Tableau 56 : Valeur des différents paramètres pour le calcul de la section d'acier.....	207
Tableau 57 : Modules Ecoinvent et leur quantité associée dans le cas de la réutilisation d'une seule poutre	214
Tableau 58 : Modules Ecoinvent et leur quantité associée dans le cas du recyclage d'une poutre.....	217
Tableau 59 : Modules Ecoinvent et leur quantité associée dans le cas de la mise en décharge de la poutre	218
Tableau 60 : Rentabilité environnementale de la réutilisation	221

Liste des illustrations

Illustration 1 : La démolition mécanique (BRH à gauche et pince à béton à droite), http://www.miniertp.fr/	40
Illustration 2 : Démolition au boulet de démolition, http://technique-tp.leforum.eu/	41
Illustration 3 : Démolition par traction de câble	41
Illustration 4 : Les outils diamantés pour la démolition, http://www.lesueurtp.fr/	42
Illustration 5 : Procédé de démolition par dislocation, http://www.tst67.fr/	43
Illustration 6 : Démolition par jet d'eau à haute pression (hydrodémolition), http://www.buxtons-water.co.uk/	45
Illustration 7 : Démolition manuelle par dérasement, http://www.sned.fr	46
Illustration 8 : démolition traditionnelle (à gauche) et démolition sélective (à droite) [ADEME, 2003]	84

Liste des acronymes

ACV : Analyse de Cycle de Vie

ADEME : Agence De l'Environnement et la Maîtrise de l'Energie

AFNOR : Association Française de NORmalisation

ANR : Agence National de la Recherche

ASURET : Analyse Systémique de l'Utilisation de REssources renouvelables de la Technosphère

BBC : Bâtiment Basse Consommation

BEES : Building for Environmental and Economic Sustainability

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

BRH : Brise Roche Hydraulique

BTP : Bâtiment et Travaux Publics

CCA : Cuivre Chrome Arsenic

CED : Cumulative Energy Demand

CET : Centre d'Enfouissement Technique

CIB : Conseil International du Bâtiment

CIFFUL : Centre Interdisciplinaire de Formation de Formateurs de l'Université de Liège

CML : Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden

COVNM : Composé Organique Volatil Non Méthanique

CSDU : Centre de stockage des Déchets Ultimes

DEP : Déclaration Environnementale des Produits

DGITM : Direction Générale des Infrastructures, des Transports et de la Mer

DIB : Déchets Industriels Banals

DIOGEN : Données d'Impact pour les Ouvrages en GENie civil

EDIP : Environmental Development of Industrial Products

EMEP: European Monitoring and Evaluation Program

EPS: Environmental Priority Strategies

FDES: Fiche de Déclaration Environnementale et Sanitaire

GES: Gaz à Effet de Serre

GNT: Grave Non Traitée

Gtkm: Gross ton-kilometre

HAP: Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

HBEFA : HandBook Emission FActors for road transport

HC : Hydrocarbures

ICPE : Installations Classées Pour l'Environnement

ICV : Inventaire du Cycle de Vie

IFEN : Institut Français de l'ENvironnement

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

ISD : Installation de Stockage des Déchets

ISDD : Installation de Stockage des Déchets Dangereux

ISDI : Installation de Stockage des Déchets Inertes

ISDND : Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux

ISO : International Organization for Standardization

LIME : Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling

LO.PO.FA : LOgements POpulaires FAMiliaux

MSW : Municipal Solid Waste

NMHC: Non-Methan HydroCarbons

OFEV : Office For the Environment

PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur

PE : Polyéthylène

PES : Polyéthylène expansé

ppm : partie par million

PST: Partie Supérieure de Terrassement

PVC : Polychlorure de vinyle

RST : Réseau Scientifique et Technique

SD : Standard Deviation

SETRA : Service d'Etudes sur les Transports, les Routes et leurs Aménagements

SNED : Syndicat National des Entreprises de Démolition

SOeS : Service de l'Observation et des Statistiques

Tkm : tonne-kilomètre

TRACI : Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts

UE : Union Européenne

UF : Unité Fonctionnelle

USLCI : United States Life Cycle Inventory

VUL: Véhicules Utilitaires Légers

Introduction

La constante augmentation de la population mondiale (les prévisions tablent sur un chiffre de dix à onze milliards à l'horizon 2050) induit des besoins grandissants en ressources : plus d'eau, plus de nourriture, plus de ressources. Loger l'ensemble des habitants de cette planète dans un contexte durable viable représente un challenge important auquel il va falloir faire face.

En France, les bâtiments représentent près de la moitié de la consommation totale d'énergie [SOeS, 2015] et le quart des émissions des gaz à effet de serre [ADEME, 2011]. Les efforts fournis pour diminuer les impacts environnementaux du cadre bâti sont indéniables : bâtiments à basse consommation (BBC) voire à énergie positive, rénovation en vue de l'amélioration des performances énergétiques, démarche Haute Qualité Environnementale (HQE)... Ces changements se situent, en termes de cycle de vie, dans les phases de conception et d'usage. Cependant, dans une vision à moyen et long terme, ces modifications ne seront réalisables que conjointement à une préservation des matières premières et des matériaux. Une optimisation de la gestion de la fin de vie des bâtiments semble nécessaire et motive donc ce travail de thèse. En effet, le bâti existant possède cette nature ambivalente de pouvoir être considéré comme une future source de déchets une fois l'utilisation des bâtiments achevée mais également comme une mine de matériaux à ciel ouvert. Cette présente étude a va s'intéresser à cette phase charnière qu'est la fin de vie d'un bâtiment. Elle a pour objectif, dans un premier temps, d'estimer les impacts environnementaux selon le type de démolition réalisée. Dans un deuxième temps, on souhaite pouvoir comparer différents scénarios de fin de vie pour une poutre en béton armé. Ces pratiques influencent la quantité de déchets à traiter mais également la quantité de ressources nouvellement disponibles. Même si cette thèse se situe dans un contexte de développement durable où les aspects économiques, sociaux et environnementaux sont liés seule la partie environnementale sera ici abordée.

L'analyse de cycle de vie (ACV) a été utilisée pour répondre à cette problématique. Cet outil multicritère permet de prendre en compte les impacts potentiels liés à la production des matériaux et de l'énergie, aux transports ou à la gestion des déchets. Associée à la base de données Ecoinvent, l'ACV a permis de calculer les impacts environnementaux présentés tout au long de cette thèse.

Ce travail sera construit autour de 5 chapitres. Le premier chapitre présentera des éléments de contexte quant aux pratiques de démolition et la gestion des déchets en France et à l'étranger (principalement dans les pays industrialisés).

Le deuxième chapitre sera consacré à l'analyse de cycle de vie qui sera ensuite appliquée à deux chantiers ayant utilisé deux pratiques différentes pour démolir un nombre de logements similaires.

Les deux chapitres suivants traiteront de l'adaptation des données fournies par la base Ecoinvent qui a été réalisée sur deux étapes importantes des chantiers de démolition : le

premier concerne la phase de transport tandis que le deuxième s'intéressera à la mise en place en installations de stockage des déchets.

Enfin, le dernier chapitre sera constitué d'une étude prospective sur la viabilité environnementale de la réutilisation d'une poutre en béton armé récupérée sur un chantier de démolition. La réutilisation d'éléments structurels en béton est-elle viable d'un point de vue environnemental par rapport à une filière comme le recyclage ?

Chapitre 1

La gestion de la fin de vie des bâtiments en France et dans le monde

Sommaire

1.1	LES DECHETS DU BTP EN FRANCE	30
1.1.1	LA NATURE DES DECHETS.....	30
1.1.2	LES DECHETS DU SECTEUR DE LA CONSTRUCTION	31
1.1.3	LES DECHETS DES CHANTIERS DE DEMOLITION.....	32
1.2	LA GESTION DES DECHETS EN FRANCE	33
1.2.1	CADRE REGLEMENTAIRE	33
1.2.2	LE DIAGNOSTIC DECHET	34
1.3.3	LE PROJET ASURET	35
1.3.4	LES FILIERES DE GESTION DES DECHETS	36
1.3	LES TECHNIQUES DE DEMOLITION	39
1.3.1	LES PROCEDES MECANQUES	40
1.3.2	LES PROCEDES UTILISANT L'ONDE DE CHOC OU LES EXPLOSIFS	43
1.3.3	LES PROCEDES THERMIQUES.....	44
1.3.4	LA DECOUPE AU JET D'EAU A HAUTE PRESSION	44
1.3.5	LA DEMOLITION MANUELLE	45
1.4	LIENS AVEC L'ETUDE DE L'ADEME	50
1.4.1	COMPARAISON DES TECHNIQUES DE DEMOLITION UTILISEES.....	51
1.4.2	COMPARAISON DES EXUTOIRES UTILISES.....	52
1.5	UN APERÇU DE LA SITUATION MONDIALE.....	54
1.5.2	LES TECHNIQUES DE DEMOLITION	56
1.5.3	LA GESTION DES DECHETS	57
1.6	DEFINITIONS	58
1.6.1	DEMOLITION OU DECONSTRUCTION ?.....	58
1.6.3	LA SITUATION EN FRANCE.....	59

Dans un monde où la croissance économique est liée à la production de biens et à leur consommation, les déchets sont devenus un indicateur pertinent de la vitalité économique. Cette idéologie a entraîné la production d'une quantité importante de déchets. Ainsi en France, en 2004, près de 850 millions de tonnes de déchets ont été produits dont la répartition est montrée sur la figure 1 :

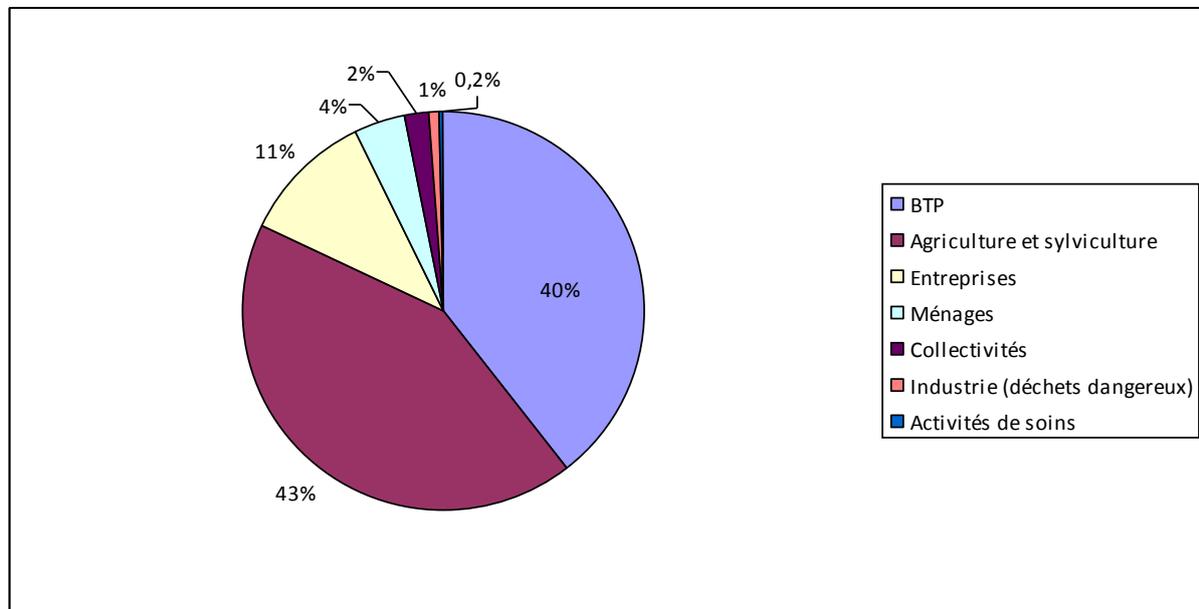


Figure 1: Répartition de la production des déchets en France en 2004 entre les différents secteurs de l'économie [ADEME, 2006]

Les activités agricoles et le BTP ont les contributions les plus importantes représentant à eux seuls 83% de la production de déchets en France. En 2010, 355 millions de tonnes de déchets ont été générées par les industries, les collectivités et les ménages. Une crise économique ou une évolution technologique dans le recyclage n'expliquent pas cette brusque diminution. D'ailleurs, en 2009, le tonnage des déchets était estimé à 770 millions de tonnes [ADEME, 2012]. En 2010, la sortie de statut de déchets a été légalement définie par la directive 2008/98/CE [UE, 2008] : les déchets qui étaient réutilisés sur site n'étaient plus considérés comme des déchets. Ainsi, le secteur agricole qui produisait 400 millions de tonnes de déchets en 2004 en produisait moins de 2 millions en 2012 [ADEME, 2014].

Le secteur du BTP quelle que soit la réglementation adoptée et la méthodologie choisie reste l'un des principaux contributeurs en termes de production de déchets. La démolition des bâtiments est particulièrement connectée à cette problématique de production et de gestion des déchets. Ce chapitre se propose de préciser le contexte sur les déchets en France et dans le monde et de mettre en parallèle cette thématique avec les différentes méthodes de démolition utilisées.

Le 26 mai 2015 le projet de loi à la transition énergétique pour la croissance verte a été voté par l'Assemblée Nationale. Elle a pour objectif de lutter contre le dérèglement climatique et réduire la facture énergétique de la France tout en permettant de lutter contre le chômage et créer des emplois liés au développement des énergies renouvelables et des nouvelles technologies. Cette transition se décompose en 8 titres :

- Titre 1 : il fixe les grandes lignes de ce plan qui doit voir se dessiner un modèle économique respectueux de l'environnement. Il se traduit par un développement sobre et efficace en énergie, respectueux de l'environnement et de la santé humaine. Dans le texte de loi, des objectifs chiffrés sont précisés : diviser par 4 les émissions de gaz à effet de serre entre 1990 et 2050, réduire la consommation énergétique finale de 50 % en 2050 (avec 2012 comme année de référence), réduire la consommation énergétique primaire des énergies fossiles de 30 % en 2030 (avec 2012 comme année de référence), porter la part d'énergies renouvelables à 32 % dans la consommation finale brute d'énergie en 2030, réduire la part du nucléaire dans le mix électrique à 50 % à l'horizon 2025 ;
- Titre 2 : il se concentre sur l'aspect énergétique des bâtiments. Avant 2025, tous les bâtiments privés résidentiels dont la consommation en énergie primaire est supérieure à 330 kWh par m² et par an doivent avoir fait l'objet d'une rénovation énergétique. De plus, toutes les nouvelles constructions de l'État et des différentes institutions publiques seront à énergie positive et à haute performance environnementale. Enfin, on peut constater la mise en place d'un carnet numérique permettant le suivi de l'entretien et des modifications progressives du bâtiment qui peut être utile en vue d'une déconstruction en fin de vie ;
- Titre 3 : il détaille le développement des transports propres. Le déploiement de véhicules peu polluants (objectif national de 2 litres aux 100 kilomètres), une utilisation accrue des transports en commun et des investissements pour soutenir le développement d'infrastructures de fret fluvial et ferroviaire en lieu et place du routier. L'État souhaite une augmentation du nombre de véhicules électriques ou utilisant des carburants alternatifs. Par exemple, les parcs de plus de 20 véhicules automobiles appartenant à l'État devront être constitués de 50 % de véhicules à faibles émissions. Il est également évoqué de réserver une voie sur les autoroutes et les routes nationales pour les véhicules propres, les transports en commun ou le covoiturage ;
- Titre 4 : il promeut la transition vers une économie circulaire avec la mise en avant de la prévention de la production de déchets par l'intermédiaire du réemploi, d'un allongement de la durée de vie et d'une consommation plus responsable. Cette priorité à la prévention est demandée pour les déchets ménagers (réduction de 10 %) ou dans le BTP (valorisation à hauteur de 70 % des déchets du secteur d'ici 2020). D'autres objectifs chiffrés sont donnés : réduire de 50 % les quantités de déchets non dangereux et non inertes admis en installations de stockage en 2025 par rapport à 2010, réduire de 50 % les quantités de produits manufacturés non recyclables mis sur le marché avant 2020. La loi évoque la possibilité de procéder à une réversibilité du stockage, c'est-à-dire valoriser les déchets qui ont été stockés ces dernières années. Enfin, ce titre met à l'amende l'obsolescence programmée et le gaspillage alimentaire ;
- Titre 5 : il favorise le développement des énergies renouvelables afin de diversifier la production et d'aller vers une indépendance énergétique de notre territoire ;
- Titre 6 : il évoque le renforcement de la sûreté nucléaire et de l'information des citoyens ;

- Titre 7 : il simplifie et clarifie les procédures pour gagner en efficacité et en compétitivité notamment sur les modes d'effacement au moment des grandes pointes de consommation énergétique ;
- Titre 8 : il établit le cadre pour donner aux citoyens, aux entreprises, aux territoires et à l'état le pouvoir d'agir ensemble. Ainsi, un plafond national pour les émissions de gaz à effet de serre appelé « Budget Carbone » est établi et fixé par décret tous les 5 ans. Il est réparti par secteur et par catégorie de gaz à effet de serre.

1.1 Les déchets du BTP en France

Quelle que soit la technique utilisée lors de la phase de démolition du bâtiment, des déchets seront générés qu'il faudra alors traiter. D'autant plus que le secteur de la construction contribue à plus de 70 % des déchets générés sur l'ensemble des secteurs d'activités [SOeS, 2013].

Cette section se propose de présenter les différentes natures de déchets puis de se focaliser sur la quantité de déchets produite par l'industrie de la construction et plus particulièrement par les chantiers de démolition.

1.1.1 La nature des déchets

Trois natures de déchets différents sont distinguées par la réglementation française dans l'article R541-8 [Code de l'Environnement, 2011] : les déchets inertes, les déchets non inertes et non dangereux et les déchets dangereux.

Les déchets inertes

Les déchets inertes sont définis comme des déchets « qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique importante. Les déchets inertes ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles ils entrent en contact, d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine ». D'après la directive européenne 1999/31/CE [UE, 1999], « la production totale de lixiviats et la teneur des déchets en polluants ainsi que l'écotoxicité des lixiviats doivent être négligeables et, en particulier, ne doivent pas porter atteinte à la qualité des eaux de surface et/ou des eaux souterraines » [UE, 1999]. On retrouve donc dans cette catégorie les bétons, les céramiques, les matériaux de terrassement ou les mélanges de matériaux inertes et non souillés.

Les déchets dangereux

Pour être qualifié de dangereux, un déchet doit posséder une ou plusieurs caractéristiques énumérées dans l'annexe III de la directive 91/689/CE modifiée par la directive du 19 novembre 2008 [UE, 1991 ; UE, 2008] comme par exemple la toxicité ou l'inflammabilité. On retrouve donc dans cette catégorie, les matériaux amiantés, les bois traités ainsi que les

vernis et les peintures au plomb. La dangerosité vis-à-vis de la santé humaine ou de l'environnement de ces matériaux ou éléments est reconnue obligeant les entrepreneurs à les séparer et les traiter avec précaution.

Les déchets non inertes et non dangereux

Cette dernière catégorie de déchets englobe les déchets qui n'entrent pas dans les deux premières [UE, 1999]. Ils sont communément appelés DIB (Déchets Industriels Banals) parmi lesquels on trouve le bois non traité, les métaux, les emballages...

Ces trois natures de déchets se retrouvent dans le secteur de la construction.

1.1.2 Les déchets du secteur de la construction

Le secteur du BTP génère entre 250 et 350 millions de tonnes de déchets par an. Cette fourchette de 100 millions de tonnes entre les différentes sources peut s'expliquer par les méthodes de calculs et d'estimations de ces chiffres. Ainsi, d'après les chiffres et statistiques fournis par le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie [SOeS, 2013], sur les 355 millions de tonnes recensées en 2010, près de 260 millions de tonnes sont imputables à l'industrie de la construction. Le rapport final de l'ANR coffrage [BRGM, 2010] propose un chiffre aux alentours de 300-350 millions. En regardant les données transmises par l'INSEE, les participants à l'ANR (Agence nationale) de Recherche ont constaté une diminution de près de 30 % des déchets issus du secteur de la construction entre 2006 et 2008. Deux explications ont été mises en avant pour expliquer cette variation : d'une part un contexte économique défavorable induisant une diminution des activités du secteur et donc une génération moindre de déchets ; et d'autre part un changement dans la méthodologie de comptabilisation des déchets à partir de 2008. En effet, à partir de 2008 les déchets directement réutilisés sur les chantiers ne sont plus pris en compte dans l'évaluation du gisement. La contribution de ces déchets étant évaluée à presque 100 millions de tonnes, la variation entre les deux sources apparaît donc comme logique. En intégrant les erreurs dues à la complexité d'estimer la totalité des flux à l'échelle du territoire français (erreur de l'exploitant, difficulté à suivre l'ensemble des flux et déchets éliminés illégalement), la quantité de déchets produits se situe entre 250 et 350 millions de tonnes selon comment sont comptabilisés les déchets réutilisés directement sur le site de démolition (remblaiement des fondations par exemple).

Le secteur du BTP se divise en deux grands axes : le bâtiment qui regroupe les activités relatives aux bâtiments publics ou privés, industriels ou résidentiels tandis que les travaux publics englobent les activités traitant des infrastructures comme les ponts, les routes et les canalisations.

Les travaux publics génèrent près de 85 % de la quantité totale de déchets produits soit un peu plus de 215 millions de tonnes tandis que le bâtiment ne génère « que » 38 millions de tonnes de déchets selon les chiffres de 2008 [SOeS, 2008]. Le détail des données est présenté dans le tableau 1 :

Secteur	Quantité totale de déchets (millions de tonnes)	Répartition suivant le type de déchets (en %)			Total
		Déchets inertes	Déchets non dangereux non inertes	Déchets dangereux	
Bâtiment	38,2	72,4	26,1	1,5	100
Gros œuvre	28,1	80,8	18,0	1,2	100
Second œuvre	10,1	49,0	48,6	2,4	100
Travaux Publics	216,3	97,6	1,5	0,9	100
Total	254,5	93,8	5,2	1,0	100

Ce travail de thèse s'intéresse aux bâtiments et plus particulièrement au secteur de la démolition.

1.1.3 Les déchets des chantiers de démolition

Dans le secteur des bâtiments, trois types de chantiers peuvent être distingués : les chantiers de démolition, de construction neuve et de réhabilitation.

Les chantiers de démolitions sont les sites les plus contributeurs d'un point de vue des déchets (65 %), suivis de la réhabilitation (28%) et de la construction neuve (7 %) comme le montre le tableau 2 :

Secteur	Quantité totale de déchets (en millions de tonnes)	Déchets inertes			Déchets non inertes et non dangereux			Déchets dangereux		
		Millions de tonnes	% du secteur	% de la catégorie de déchet	Millions de tonnes	% du secteur	% de la catégorie de déchet	Millions de tonnes	% du secteur	% de la catégorie de déchet
Bâtiment										
Démolition	31,2	29,2	93,6	72,1	1,8	5,8	31,6	0,2	0,6	11,8
Réhabilitation	13,5	8,6	63,7	21,2	3,5	25,9	61,4	1,4	10,4	82,4
Construction neuve	3,2	2,7	84,4	6,7	0,4	12,5	7	0,1	3,1	5,9
Total	47,9	40,5	84,6	100	5,7	11,9	100	1,7	3,5	100

En plus de montrer la répartition des quantités générées par les différents types de chantier, le tableau 2 précise la nature de ces déchets. Les chantiers de démolition ont ainsi produit principalement des déchets inertes (93,6 %). Les déchets dangereux et les déchets non inertes et non dangereux ne comptent respectivement que pour 0,6 % et 5,8 %.

Cette contribution majeure des déchets inertes apparaît comme une tendance relativement récente. En effet, la figure 2 tirée du rapport final de l'ANR coffrage [BRGM, 2010] montre une forte augmentation de la part des déchets inertes produits.

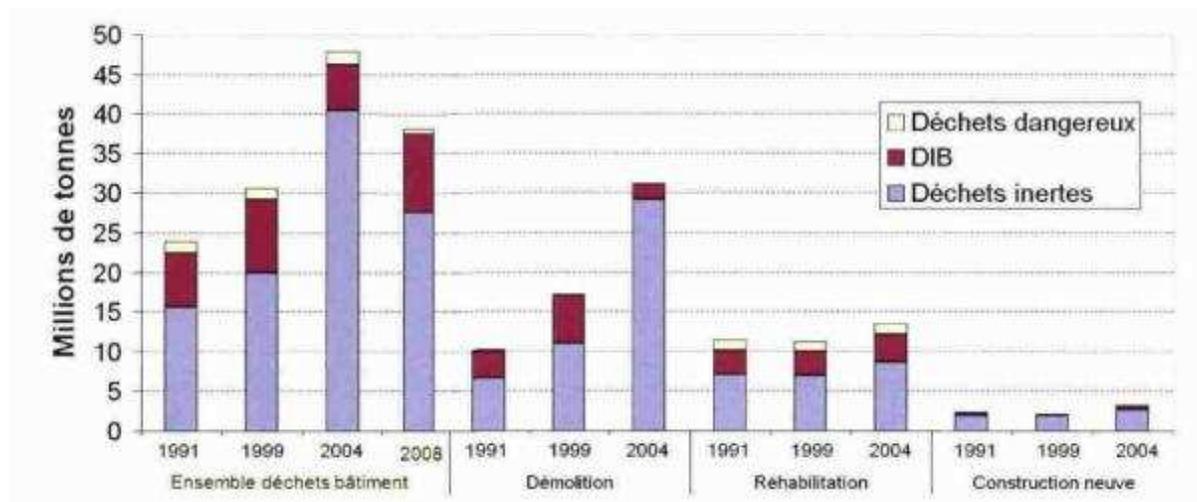


Figure 2: Évolution de la composition des déchets en fonction du type de chantier

D'une contribution d'environ 65 % en 1991, celle-ci est passée à près de 95 % en 2004. L'explication avancée par le rapport est l'évolution des techniques constructives qui ont privilégié des matériaux comme le béton.

Les chantiers de démolition génèrent des déchets qu'il faut alors gérer.

1.2 La gestion des déchets en France

Avant de spécifier vers quelle filière est orienté chacun des matériaux, revenons sur la hiérarchisation des différentes fins de vie possibles.

1.2.1 Cadre réglementaire

Le terme déchet est défini dans la directive européenne 2008/98/CE comme « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » [UE, 2008]. Cette directive préconise également une hiérarchie de gestion des déchets ainsi que leurs définitions. Celle-ci a été transposée dans la loi française dans le Code de l'Environnement dans l'article L 541-1 [Code de l'Environnement, 2010].

La hiérarchie imposée aux différents états membres est la suivante par ordre de priorité décroissante :

- La prévention : les mesures prises avant qu'une substance, une matière ou un produit ne devienne un déchet ;
- La préparation en vue de réemploi : toute opération de contrôle, de nettoyage ou de réparation en vue de la valorisation, par laquelle des produits ou des composants de

produits qui sont devenus des déchets sont préparés de manière à être réutilisés sans autre opération de prétraitement ;

- Le recyclage : toute opération de valorisation par laquelle les déchets sont retraités en produits, matières ou substances aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Cela inclut le retraitement des matières organiques, mais n'inclut pas la valorisation énergétique, la conversion pour l'utilisation comme combustible ou pour des opérations de remblayage ;
- Autre valorisation, notamment énergétique : toute opération dont le résultat principal est que des déchets servent à des fins utiles en remplaçant d'autres matières qui auraient été utilisées à une fin particulière, ou que des déchets soient préparés pour être utilisés à cette fin, dans l'usine ou dans l'ensemble de l'économie ;
- L'élimination : toute opération qui n'est pas de la valorisation même lorsque ladite opération a comme conséquence secondaire la récupération de substances ou d'énergie.

La législation française a réalisé quelques modifications dans l'article L 541-1 : le terme de réutilisation a été substitué par celui de réemploi et le terme réemploi y est défini comme « toute opération par laquelle des produits ou des composants qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau pour un usage identique à celui pour lequel ils avaient été conçus » [Code de l'environnement, 2010].

Ainsi, le réemploi d'un matériau ou d'un élément implique que ceux-ci ne soient pas des déchets. Pour qu'un produit de la démolition devienne un déchet au regard de la loi comme défini dans la circulaire du 24 décembre 2010 [MEDDE, 2010], il doit sortir du périmètre spatial du chantier de démolition où il a été généré. Dans le cadre de cette thèse, le vocabulaire recommandé par la loi Française sera employé.

Ainsi, le changement de méthodologie pour le comptage des déchets issus de la construction semble cohérent avec les définitions fournies par la réglementation française. En effet, les matériaux inertes concassés et réemployés dans les fondations, s'ils restent dans l'enceinte du site de démolition ne doivent pas être considérés comme des déchets. Ils ne doivent donc pas être comptabilisés comme des déchets produits par l'industrie du bâtiment.

1.2.2 Le diagnostic déchet

Des textes spécifiques aux déchets des chantiers du bâtiment et des travaux publics ont vu le jour. D'abord, dans le cadre de Grenelle I, 268 engagements ont été proposés dans des domaines variés (l'urbanisme, le transport ou l'énergie) pour répondre à l'urgence écologique. Parmi les différentes propositions, l'une concernait les chantiers du BTP et proposait par l'intermédiaire de l'article 46 : « une obligation de mettre en place des plans de gestion des déchets issus des chantiers des bâtiments et des travaux publics et d'effectuer un diagnostic préalable aux chantiers de démolition » [Grenelle I, 2009]. Cette mesure a été complétée et plus clairement définie par la loi n° 2010 – 788 [Grenelle II, 2010]. Cette loi a modifié le code de la construction et de l'habitation pour prendre en compte « la production de déchets liée à l'édification, l'entretien, la réhabilitation et la démolition » des bâtiments. Ainsi, l'article L. 111-10-4 a été inséré : « Des décrets en Conseil d'État

déterminent les catégories de bâtiments qui, en raison de la quantité ou de la nature des déchets que leur démolition ou réhabilitation lourde est susceptible de produire, font l'objet, avant leur démolition ou réhabilitation lourde, d'un diagnostic relatif à la gestion des déchets issus de la démolition ou réhabilitation lourde, ainsi que le contenu et les modalités de réalisation de ce diagnostic ».

Un décret relatif au diagnostic portant sur la gestion des déchets issus de la démolition de catégories de bâtiments [Décret n°2011-610, 2011] a été adopté un an plus tard explicitant les modalités d'un diagnostic déchets préalable à toute démolition ou réhabilitation lourde. Ce diagnostic devra être réalisé sur des bâtiments possédant une surface hors œuvre brute supérieure à 1 000 m² ou ayant accueilli une activité agricole, industrielle ou commerciale et ayant été le siège d'une utilisation, d'un stockage, d'une fabrication ou d'une distribution d'une ou plusieurs substances dangereuses classées. Il devra notamment fournir la nature, la quantité et la localisation des matériaux constitutifs du bâtiment, les déchets résiduels laissés par les occupants ainsi que les possibilités de réemploi des matériaux et des indications sur les filières de gestion des déchets de démolition.

La réutilisation, le recyclage, la valorisation et la mise en décharge sont tout autant de filières possibles pour les différents flux de matériaux. Détaillons maintenant chacune de ces possibilités pour les déchets du bâtiment.

1.3.3 Le projet ASURET

Le projet ASURET (Analyse Systémique de l'Utilisation de Ressources renouvelables de la Technosphère) a débuté en mars 2010 pour une durée de 3 ans. Il a été conduit par un consortium associant le CSTB (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment), la division POLDEN d'INSALAVOR (INSA Lyon), l'UTT CREIDD (Centre d'études et de REcherches Interdisciplinaires sur le Développement Durable de l'institut Charles Delaunay de l'Université de Troyes), la SEM (Société d'Économie Mixte), 13 Développement et le BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières).

Ce projet est parti du constat que la demande croissante en matériaux nécessaires au développement de notre société est assurée par une extraction toujours plus importante de ressources non renouvelables. Ces flux sont ensuite transformés, accumulés dans la technosphère puis rejetés en grande partie vers l'extérieur sous forme de déchets. L'objectif de ce projet était donc d'« optimiser l'utilisation des flux de matières mobilisées par les activités de construction et d'aménagement au sein de deux territoires ». Ces deux territoires étaient l'agglomération d'Orléans et un programme de construction/réhabilitation mené dans les Bouches du Rhône.

Ainsi, plusieurs tâches ont été simultanément menées par les différents acteurs :

- Tâche 1 – Revue de l'existant : rappel du contexte général et données générales sur les flux de matériaux de construction, les déchets issus des chantiers du BTP, leurs traitements, l'évolution des techniques constructives et déconstructives notamment ;
- Tâche 2 : modélisation du secteur du BTP au sein de l'économie française pour évaluer les effets d'une évolution vers des pratiques plus durables ;

- Tâche 3 : analyse des besoins et des marchés pour le recyclage, voies possibles de valorisation pour les matières premières secondaires issues de la déconstruction et analyse des performances environnementales des procédés associés à la valorisation des MPS ;
- Tâche 4 : composée de 4 parties qui traitent respectivement des facteurs spatiaux et temporels d'une gestion territoriale des flux du BTP, d'une analyse de flux de matière à l'échelle de l'ouvrage et du territoire, de l'approvisionnement en matériaux de construction à l'échelle départementale et régionale et enfin la mise en place d'une méthode innovante de concertation entre les différents acteurs.

Le projet ASURET a été sommairement présenté étant donné qu'il représente une des plus larges études menées ces dernières années sur les flux de matériaux et déchets du BTP et que certaines données fournies par ce manuscrit sont directement tirés des résultats des tâches du projet ASURET.

1.3.4 Les filières de gestion des déchets

Cette partie présente les voies de valorisation possible des matériaux récupérés à l'issue des chantiers de démolition localisés sur le territoire français. D'ici 2020, un minimum de 70 % des déchets du bâtiment doivent rentrer dans des filières de réemploi, de recyclage ou de valorisation matière [UE, 2008]. Il est donc important de connaître pour chaque type de matériau, les différentes solutions possibles pour les gérer.

Les déchets inertes

Traditionnellement, les inertes sont envoyés dans des Installations de Stockage des Déchets Inertes (ISDI anciennement appelée décharge de classe 3). Le nombre de ces installations est difficile à estimer malgré le fait qu'elle requiert une autorisation préfectorale. En 2011, le Ministère de l'Écologie aurait reconnu l'existence de 1 300 lieux de stockage dont seulement 557 étaient légaux [Van Kote, 2012].

Dans un contexte de développement durable et d'une réglementation de plus en plus restrictive sur les décharges ou sur les taux minimums de matériaux à valoriser, les déchets de béton sont maintenant transformés en granulats dits recyclés opposés aux granulats naturels. Ils sont obtenus par concassage/broyage que ce soit sur une installation fixe (sur une plate-forme de tri ou de recyclage par exemple) ou directement sur les chantiers à l'aide d'un concasseur mobile. Cette granulation du matériau est l'occasion de séparer les armatures du béton armé.

Les débouchés pour l'emploi de ces granulats recyclés se situent principalement au niveau des sous-couches routières et comme granulats pour béton même si cette dernière possibilité reste marginale et reste l'objet de nombreuses études. Ces deux utilisations permettent de diminuer la pression sur les décharges ainsi que la consommation en granulats naturels.

Les métaux

La filière de recyclage des métaux récupérés sur les chantiers (acier, aluminium, zinc, cuivre...) est bien implantée. Ces éléments proviennent principalement des armatures du béton, des canalisations et des charpentes métalliques qui sont alors refondus par des ferrailleurs.

Le bois

Une distinction est à réaliser entre le bois non traité (déchet non dangereux) et le bois traité (déchet dangereux).

Dans le cas du bois non traité, plusieurs secteurs d'activités sont potentiellement intéressés par les déchets du bois [ASURET, 2010] :

- L'agriculture et les espaces verts : après avoir subi un broyage et un compostage, ils peuvent être valorisés en tant que compost agricole ou en paillage d'espaces verts ;
- La papeterie ;
- La fabrication de charbon de bois ;
- La valorisation énergétique dans des incinérateurs ou dans les cimenteries ;
- Panneaux de particules.

La classification du bois traité dépendra de la nature et de la teneur des adjuvants qui le composent. Les déchets de bois faiblement adjuvantés sont considérés comme non dangereux et peuvent subir une valorisation matière ou énergétique. Au contraire, les déchets de bois fortement adjuvantés comme le bois créosoté ou couvert de CCA (Cuivre Chrome Arsenic) sont classés comme dangereux et doivent être envoyés dans des ISDD (anciennement appelées décharge de classe 1) ou dans des filières de traitement ou d'élimination des déchets dangereux. Ainsi, il est possible de le traiter afin d'enlever les couches de vernis ou de peintures. Le produit ainsi obtenu revient alors à du bois non traité.

Les traitements appliqués au bois lors de son cycle de vie peuvent être difficiles à identifier. Dans ce cas, le principe de précaution est institué et le déchet est considéré comme du bois traité.

Les laines minérales

La société ISOVER, par exemple, déclare leur produit recyclable sans plus d'explications [ASURET, 2010]. Cependant, les laines minérales finissent leur cycle de vie dans l'une des 250 Installations de Stockage des Déchets Non Dangereux (ISDND anciennement décharge de classe 2) réparties sur le territoire français [ASURET, 2010].

Les plastiques

Les principaux plastiques présents sur les chantiers de démolition sont le PVC, le PE et le PSE. En tant que thermoplastiques, ils peuvent être recyclés. Il existe notamment une filière exclusivement dédiée au PVC organisée par la société PVC-Recyclage. Pour le PVC et le PE, des usines de recyclage sont implantées dans de nombreux pays Européens [ASURET, 2010]. Le problème du recyclage des plastiques est moins d'ordre technologique qu'économique. En effet, les matériaux plastiques sont présents en faible taux dans les déchets de chantier : le PVC représente ainsi seulement 0,3 % en masse entraînant un coût important du transport [ASURET, 2010]. D'autres barrières peuvent être également mentionnées : la contamination par d'autres polluants et l'identification de la nature du plastique utilisé [CIB, 2005].

Quant au reste des plastiques et notamment les thermodurcissables qui ne peuvent être refondus comme les thermoplastiques, ils sont enfouis dans une ISDND.

Le verre

Les fenêtres sont la principale source de déchets verriers dans les chantiers de démolition. De par leur nature complexe, avec l'ajout d'additifs chimiques et de revêtements, le recyclage devient contraignant et le verre est envoyé dans les ISDI.

La brique

Pour éviter d'enfouir les briques et les céramiques dans les décharges, plusieurs voies de recyclage et de valorisation ont été répertoriées : comme remblai, sous forme de granulats pour la fabrication de béton, de mortier ou de brique, sous forme de sable pour les terrains de tennis et enfin comme substrat pour les plantes [ASURET, 2010].

Le potentiel de réutilisation des briques va dépendre de l'année de construction et plus précisément du liant servant à maintenir la structure en brique. Le mortier à base de chaux permet une séparation facile préservant la qualité de la brique. Au fur et à mesure, ce mortier a laissé la place à un mortier à base de ciment Portland. Celui-ci est plus fort mais lorsqu'il s'agit de récupérer les briques, il induit la rupture de celles-ci rendant impossible tout nouvel usage. Les briques sont alors placées en décharge [CIB, 2005].

Le plâtre

Contrairement aux déchets de plâtre de la construction qui sont recyclés, les déchets de plâtre issus de la démolition finissent régulièrement dans les installations de stockage. La société BPB Placo a la capacité de recycler le plâtre. Cependant, lorsque le plâtre est lié à un support autre que le carton, la filière ne peut pas prendre en charge ces éléments. Les déchets de plâtre posent des problèmes environnementaux notamment en raison du relargage de sulfate et des émissions de sulfure d'hydrogène qui nécessiteraient un stockage spécifique dans des alvéoles d'une installation de stockage des déchets non dangereux. Toutefois, la réglementation reste floue et autorise une « faible quantité » de plâtre dans les déchets inertes. Cette absence de seuil laisse ainsi la liberté de placer ces déchets dans des ISDI ou ISDND [ASURET, 2010].

Papiers et cartons

Si les déchets de papiers et de cartons sont convenablement séparés, ils peuvent être intégrés et recyclés dans leur procédé de production [ASURET, 2010].

Amiante

Les déchets d'amiante peuvent être séparés en deux catégories : les déchets d'amiante lié du type amiante ciment et les déchets d'amiante friable. Les premiers demandent une alvéole spécifique qui peut se situer sur une décharge de déchets inertes ou non dangereux tandis que les seconds sont vitrifiés et valorisés en techniques routières ou bien enfouis dans une ISDD [ASURET, 2010].

La qualité de ces déchets et de leur tri dépendra de la technique de démolition utilisée. Le processus de démolition ainsi que les différentes techniques sont maintenant présentés.

1.3 Les techniques de démolition

Le processus de démolition – reconstruction est, avec la réhabilitation, un élément essentiel du renouvellement urbain et de la mutation des paysages. Plusieurs justifications afin de procéder à une démolition peuvent être avancées [MTETM, 2006] :

- La démolition comme outil patrimonial : ici s'affiche la volonté de renouveler un bien ayant atteint la fin de sa phase d'utilisation et est devenu non attractif. Par exemple, un bailleur social qui souhaite renouveler une partie de son parc immobilier. Cette justification est également valable pour les bâtiments ne respectant plus les nouvelles réglementations notamment les dernières réglementations thermiques et qui ne seront pas réhabilités ;
- La démolition comme outil d'aménagement urbain : des démolitions ciblées deviennent des vecteurs d'une réorganisation spatiale en implantant de nouvelles installations par exemple ;
- La démolition comme outil de lutte contre l'étalement urbain : les espaces libres à la construction urbaine ne sont pas infinis. Les démolitions, ainsi que les reconstructions qui s'ensuivent, permettent une valorisation de l'espace et privilégient une certaine densification des habitants et des activités.

Le procédé de démolition peut ainsi s'appliquer à des bâtiments anciens ou relativement neufs, isolés ou groupés, résidentiels ou industriels... impliquant une grande variabilité dans les matériaux les constituant, dans les déchets en résultant ou bien encore dans le cadre législatif les réglementant.

Dans cette section, les différentes techniques de démolition seront référencées. Parmi ces méthodes, on distingue cinq grandes familles [Phillip, 2006 ; SETRA, 2014] qui seront succinctement présentées :

- Les procédés mécaniques ;
- Les procédés utilisant l'onde de choc ou les explosifs ;
- Les procédés thermiques ;
- La découpe au jet d'eau à haute pression ;
- La démolition manuelle.

Ces cinq familles regroupent à la fois les techniques permettant d'abattre une structure entière et celles utilisées pour une démolition partielle.

1.3.1 Les procédés mécaniques

Dans cette première famille, on retrouve 4 catégories :

- Les méthodes de percussions et vibrations ;
- La traction par câbles ;
- Les procédés de découpage par perçage ou sciage avec des outils diamantés ;
- Les procédés fondés sur la dislocation.

Les méthodes de percussions et vibrations

On peut utiliser du matériel léger (marteaux piqueurs et marteaux foreurs) ou du matériel lourd (le brise roche hydraulique (BRH) ou la cisaille hydraulique, boulet...). Ces outils (BRH, pince à béton...) sont montés sur les bras articulés des pelleteuses.



Illustration 1 : La démolition mécanique (BRH à gauche et pince à béton à droite),
<http://www.miniertp.fr/>

La méthode au boulet demande un espace de dégagement suffisant et provoque de la poussière et des vibrations par les chocs.



Illustration 2 : Démolition au boulet de démolition, <http://technique-tp.leforum.eu/>

Les caractéristiques de ces méthodes sont données dans le tableau 3 :

Tableau 3 : Caractéristiques des méthodes de percussions et de vibrations	
Avantages	Inconvénients
Rapides. Économiques.	Vibrations. Poussières. Bruits.

Le guide du SETRA (Service d'études sur les Transports, les Routes et leurs Aménagements) mentionne également l'existence de robots électriques dont la manipulation à distance permet de travailler en toute sécurité et de diminuer la pénibilité de travail pour l'ouvrier.

Par traction de câble

Des câbles sont attachés entre un bulldozer et la structure à abattre.

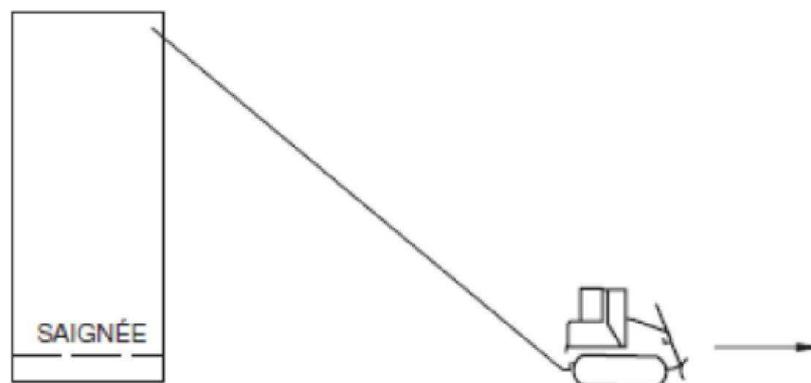


Illustration 3 : Démolition par traction de câble

L'engin tire et abat la structure. Il est possible d'affaiblir la structure par des saignées afin de faciliter son abattage.

Les caractéristiques de cette méthode sont récapitulées dans le tableau 4 :

Tableau 4 : Caractéristiques de la traction par câble	
Avantages	Inconvénients
Pas de vibrations. Rapides et économiques.	Nécessité d'avoir un espace dégagé. Nombreux risques : rupture de câble, ruine prématurée, pivotement de l'ouvrage.

Procédés de découpage avec des outils diamantés

Cette famille regroupe les techniques par perçage (du simple foret à la couronne de forage) et par sciage avec des diamètres de 20 à 120 cm. Ces deux techniques permettent respectivement de découper des murs d'épaisseur de 5 à 65 cm et de 5 à 40 cm.



Leurs caractéristiques sont présentées dans le tableau 5 :

Tableau 5 : Caractéristiques des outils diamantés	
Avantages	Inconvénients
Précision du travail. Absence de chocs et de vibrations. Sécurité de mise en œuvre.	Coût élevé du matériel. Nécessité d'employer du personnel expérimenté. Niveau sonore élevé. Évacuation de l'eau de refroidissement dans les bâtiments partiellement occupés augmente fortement le coût.

Cette méthode est utilisée pour des démolitions secondaires, c'est-à-dire pour délimiter la zone à abattre ou fragiliser la structure en enlevant certains éléments.

Procédés fondés sur la dislocation

Le principe est d'éclater le matériau en introduisant de fortes contraintes de traction à l'aide d'un ou plusieurs pistons. S'ensuivent alors une rupture et une fissuration plus ou moins contrôlées.



Illustration 5 : Procédé de démolition par dislocation, <http://www.tst67.fr/>

Les deux principales techniques sont le Roc Jack et le Darda dont les caractéristiques sont résumées dans le tableau 6 :

Tableau 6 : Caractéristiques des procédés de dislocation	
Avantages	Inconvénients
Rapidité et économie. Bonne maniabilité. Suppression des nuisances sonores et de poussière.	Grande précision exigée. Utilisation presque impossible dans le béton armé.

Ces techniques sont intéressantes pour réaliser des démolitions partielles et non l'abattage entier de la structure.

1.3.2 Les procédés utilisant l'onde de choc ou les explosifs

On distingue deux types d'explosifs :

- Les explosifs déflagrants : ce sont des explosifs nitrés dont les effets de déflagration sont assimilés à une poussée ;
- Les explosifs détonants : ce sont des explosifs nitrés dont les effets de déflagration sont assimilables à un choc.

Les caractéristiques des procédés à l'explosif sont montrées dans le tableau 7 :

Tableau 7 : Caractéristiques des opérations à l'explosif	
Avantages	Inconvénients
Rapidité et économie. Efficacité.	Émission de poussière. Projections de matériaux. Nuisances vibratoires. Mesures de sécurité importantes.

La destruction par explosifs implique la mise en place d'un périmètre de sécurité de 200 mètres à partir du bâtiment à détruire.

1.3.3 Les procédés thermiques

D'abord utilisées pour la découpe des ferrailles, ces techniques se sont étendues au béton.

Découpe à l'aide de chalumeaux oxyacétyléniques

Le chalumeau utilise un mélange d'oxygène et d'acétylène. Il est adapté à la découpe d'éléments métalliques et aux armatures de béton armé. Cette méthode est la plus répandue sur les chantiers de démolition.

Découpe au moyen de chalumeaux à poudre

On introduit un mélange de fer et d'aluminium sous forme de fines particules dans un flux d'oxygène qui vient alors brûler en augmentant la température ce qui permet la découpe de structures métalliques ou en béton qu'il soit armé ou non.

Forage thermique à oxygène

De l'oxygène est injecté qui, combiné à l'action de gaz et de métal, permet de démolir le béton.

Les caractéristiques des procédés thermiques sont décrites dans le tableau 8 :

Tableau 8 : Caractéristiques des procédés thermiques	
Avantages	Inconvénients
Découpe efficace du béton armé et du béton précontraint. Procédé silencieux. Facilité d'utilisation.	Émissions de fumées et projections. Coût important.

1.3.4 La découpe au jet d'eau à haute pression

Le principe est de projeter de l'eau à grande vitesse pour enlever le béton par arrachement. Cette technique précise permet de conserver l'intégrité du support et des armatures. L'ajout d'un adjuvant abrasif facilite le travail.



Illustration 6 : Démolition par jet d'eau à haute pression (hydrodémolition),
<http://www.buxtons-water.co.uk/>

Les caractéristiques de cette technique sont données dans le tableau 9 :

Tableau 9 : Caractéristiques de l'hydrodémolition	
Avantages	Inconvénients
Absence de dégagement toxique. Matière peu déformée et intégrité de la structure armée.	Risques liés à l'utilisation de l'eau comme le risque électrique. Pollution de l'eau par les alcalins du béton.

L'usage de l'hydrodémolition est plus répandu pour les réparations de surface que la démolition.

1.3.5 La démolition manuelle

Cette dernière famille est mentionnée par deux sources [Milleron, 2009; SETRA, 2014].

Elle regroupe deux techniques : le dérasement et le sapement. La première consiste à démolir la construction de haut en bas en évacuant au fur et à mesure les produits de démolition. Le sapement, quant à lui, a pour objectif de démolir un ouvrage en réalisant une saignée. Des cales et des étais sont progressivement installés pour consolider la structure. Lorsque la saignée est terminée, les cales sont détruites ou enlevées. Le sapement est plutôt réservé à des ouvrages hauts et étroits comme les cheminées.



Illustration 7 : Démolition manuelle par dérasement, <http://www.sned.fr>

Les caractéristiques de la démolition manuelle sont montrées dans le tableau 10 :

Tableau 10 : Caractéristiques de la démolition manuelle	
Avantages	Inconvénients
Créatrice d'emplois.	Dangereux. Main d'œuvre qualifiée. Lent.

Le tableau 11 récapitule les grandes caractéristiques de chacune des méthodes :

Tableau 11 : Critères de décision selon le type d'ouvrages et les caractéristiques des différentes techniques de démolition [ASURET, 2010]

Technique	Type d'ouvrages							Caractéristiques						
	Ossature acier	Ossature béton armé	Ossature bois	Dalle ou paroi de forte épaisseur	Dalle ou paroi de faible épaisseur	Ouvrages massifs en béton armé	Immeuble de grande hauteur	Précision	Sécurité	Nuisances	Qualification	Durée	Coût	Coût global estimé
Déconstruction manuelle	++	+	+++	+	++	+	+	+++	++	+	++	+++	++	+
Mécanique (par découpage)	+	+++	+	+++	+++	+++	+	+++	+++	++	+++	++	++	++
Autres mécaniques	+	+	+++	++	+++	+	+	+	++	+++	+	+	+	+++
Explosifs et détonants de gaz	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+	+	+++	+++	+	++	+++
Thermique	++	+++	+	++	+++	+	++	+++	+++	++	+++	++	++	++

Le tableau 11 présente des critères de décisions pour choisir la meilleure technique selon le type d'ouvrage à abattre et les caractéristiques de la méthode. Le nombre de signes « + » indique la pertinence du choix de la technique selon le type d'ouvrages considéré ainsi que l'importance de la caractéristique au sein d'une technique. Par exemple, la déconstruction manuelle est recommandée pour une ossature bois car sa précision est grande donc le tri des déchets est plus facile mais l'inconvénient est sa longue durée.

La déconstruction manuelle n'est pas recommandée pour les ouvrages en béton ou de grande hauteur car insuffisamment efficace. Elle est bien plus adaptée à des bâtiments en ossature bois. Son coût global (en intégrant son coût ainsi que la gestion des déchets) est généralement faible dû à une meilleure valorisation économique des déchets récupérés. Les nuisances sont également relativement faibles de par l'utilisation d'outils manuels généralement à moindres nuisances (pied de biche, masses mais on utilise également des marteaux piqueurs).

La démolition mécanique par découpage à l'aide d'outils diamantés est efficace pour les éléments en béton armé même si pour des immeubles de grande hauteur elle n'est pas assez rapide. Cette technologie haut de gamme a un prix élevé et demande une qualification importante mais compense avec une grande précision et un risque minimal dans son application.

Les autres types de démolition mécanique (BRH, cisaille, traction par câble...) ne semblent pas adaptés aux ossatures béton et aux immeubles de grande taille ce qui paraît contradictoire avec les études de cas de l'ADEME ou les pratiques actuelles. Il est possible qu'elle soit en réalité inadaptée mais que leur durée et leur coût faible compensent ce désavantage.

Les démolitions à l'explosif sont efficaces indépendamment de l'ossature du bâtiment ou des matériaux le composant. La rapidité, l'efficacité et le coût de cette méthode sont ses atouts majeurs. Cependant, elle impose des contraintes comme la mise en place d'un périmètre de sécurité de 200 mètres autour de la structure à abattre et un savoir faire important pour maîtriser l'ensemble des paramètres (résistance des matériaux, type de foudroyage...).

Enfin, les techniques thermiques sont préconisées pour des démolitions partielles que ce soit pour des bâtiments en ossature béton armé ou acier de par leur grande précision et une prise de risque minimale.

Chacune de ces méthodes possède ses avantages et ses inconvénients et c'est en fonction de ses caractéristiques et des contraintes liées au site à démolir que la méthode de démolition sera choisie. En effet, chaque chantier possède une combinaison de paramètres qui vont affecter la prise de décision de la ou des techniques de démolition à utiliser [CIB, 2005]. Parmi ces paramètres, on peut citer :

- Les spécificités de l'édifice : les techniques de construction, les matériaux, sa taille, son utilisation (un site industriel contaminé ne sera pas traité de la même façon qu'une résidence) ;
- La localisation du site : espaces de stockage, facilité d'accès, niveau de nuisance possible ;
- La sécurité : celle des opérateurs ou du public ;
- Le temps et le coût ;
- L'objectif et la culture du maître d'ouvrage et de l'entreprise chargée de la démolition : la volonté des différents partis à récupérer des matériaux en bonne qualité et donc potentiellement valorisables.

Les différentes méthodes répertoriées peuvent se classer dans deux catégories : celles utilisées pour l'abattage des structures et celles privilégiées pour les démolitions partielles que l'on pourrait qualifier de technique d'appoint ou complémentaire.

Ainsi, après avoir réalisé le curage (dépose des éléments non structurels), la démolition totale des parties structurelles est majoritairement réalisée par la démolition mécanique à l'aide d'engins de chantier ou la démolition à l'explosif. Il n'existe pas, à notre connaissance de statistiques permettant de connaître la répartition dans l'utilisation de chacune de ces familles de techniques. Les démolitions à l'explosif sont potentiellement rapides, efficaces et économes. Cependant, elles sont également contraignantes : elles demandent la mise en place d'un périmètre de sécurité de 200 m rendant son utilisation, dans un milieu fortement urbanisé, difficile. Le choix entre ces deux techniques reposera également sur le savoir faire de l'entreprise chargée de la démolition : une démolition à l'explosif demande plus de connaissances et d'expériences qu'une démolition mécanique. Celle-ci se caractérise notamment par une large palette quant au choix de la machine à utiliser : l'éventail des possibilités s'étend d'un équipement léger (le marteau-piqueur) à des équipements lourds (brise-roche hydraulique, cisaille...). Le boulet a été également mentionné mais il semblerait que son utilisation est aujourd'hui obsolète à cause de l'espace requis, de son instabilité et de son imprécision. Le boulet reflète plus la vision dans l'imaginaire collectif de la démolition : une technique rudimentaire et brutale.

Enfin, la technique de traction par câble peut également servir pour l'abattage des structures mais semble réservée pour des ouvrages hauts et étroits telles que des cheminées pour des sites ne possédant pas de contraintes spatiales.

Lors de cette recherche bibliographique, aucun lien évident n'est apparu entre les typologies de bâtiment et les techniques utilisées. Il n'existe pas, à notre connaissance, de démolition de structure métallique à l'aide d'explosifs où l'on privilégie davantage la démolition

mécanique à l'aide d'engins ou la traction par câble. Quant aux bâtiments en béton et en maçonnerie, l'utilisation des explosifs et des engins de chantiers a été mentionnée. Le choix final dépendant de l'entreprise choisie, de l'espace et des contraintes économiques.

Les méthodes comme le découpage avec les outils diamantés, les procédés thermiques, la dislocation ou l'hydrodémolition sont plus adaptées à des rénovations et à des démolitions partielles. Elles semblent trop peu efficaces pour la démolition de logements collectifs.

Les découpages avec des outils diamantés sont plutôt dédiés au béton pour une démolition précise mais demande plus de savoir faire. Lorsqu'une grande précision n'est pas nécessaire, les procédés de dislocation peuvent devenir des solutions.

Les découpages aux chalumeaux sont également possibles : on privilégiera le chalumeau à poudre oxyacétylénique pour l'acier et le chalumeau à poudre pour le béton.

Le choix parmi ces différentes méthodes d'appoint reposera sur le savoir faire de l'entreprise, la précision nécessaire et le type de structure.

Pour avoir une idée plus précise de la réalité, il existe un forum internet dédié aux passionnés de la démolition et des engins de chantiers [<http://demolitions.free.fr>]. Ce site est principalement constitué de reportages photos qui permettent de suivre les différentes phases de démolition de chantiers à travers la France. Dans la section consacrée aux logements, les suivis réalisés permettent de constater que l'abattage des structures est fait par l'intermédiaire des techniques de démolition mécaniques même pour des logements collectifs de plus de 10 étages. Cependant, ce constat peut être biaisé par le fait que certains de ces « reporters » sont des conducteurs d'engins. Ils fournissent donc des informations sur les chantiers sur lesquelles ils interviennent : la démolition mécanique va donc être fréquente sur les sites présentés. Malgré cela, la démolition mécanique semble de loin la technique la plus utilisée. Les démolitions industrielles sont également abordées. De nouveau, on retrouve de nombreux cas où la démolition mécanique est employée. Néanmoins, on retrouve d'autres techniques de démolition : le foudroyage (explosifs) pour des cheminées de centrale thermique ou une ancienne centrale EDF et la démolition par câble pour une structure en acier à Saint-Ouen ou le chevalement d'une mine de potasse en Alsace. À noter que ces sites industriels ont souvent l'avantage d'être isolés même à l'intérieur de territoires urbanisés. Cela permet donc un meilleur tri des éléments et des matériaux contrairement aux logements où ils se retrouvent mélangés.

Ces techniques ainsi que les exutoires présentés sont comparés à ceux rencontrés dans le guide « Déconstruire les bâtiments de l'ADEME ».

1.4 Liens avec l'étude de l'ADEME

En 2003, l'ADEME (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) a publié un guide technique intitulé « Déconstruire les bâtiments ». Ce document fournit des recommandations sur la méthodologie de déconstruction à partir des connaissances apportées par 10 chantiers expérimentaux. Chacune de ses 10 opérations pilotes est détaillée dans un fascicule. Diverses typologies de bâtiments ont fait partie de l'étude : on

retrouve principalement des logements collectifs à hauteurs variables (de R+3 à R+15) mais également un site industriel, une ancienne gare et un lycée.

Ce guide pratique a été l'occasion de savoir quelles techniques et quelles filières de traitement des déchets ont été utilisées et ainsi de pouvoir les comparer aux informations présentées dans les sections précédentes.

1.4.1 Comparaison des techniques de démolition utilisées

Le tableau 12 présente les caractéristiques de chaque cas pratique :

Tableau 12 : Récapitulatif de la typologie des bâtiments étudiées et des techniques utilisées pour chacune des études de cas		
Étude de cas	Type de structure	Technique utilisée pour l'abattage de la structure
La Tour et les LO.PO.FA de Castres	Logements collectifs de R+4 (LO.PO.FA) et R+15 (La Tour)	La Tour : explosifs LO.PO.FA : grignotage (arasement-dérasement)
Cité Jean Bart au Mans	Logements collectifs de R+6 et R+9	Explosifs
Résidence Henri Desbals à Toulouse	Logements collectifs R+5	Démolition mécanique : pelle hydraulique à godet
Immeuble LO.PO.FA à Chauvigny	Logements collectifs R+4	Démolition mécanique : pelle hydraulique à pince.
Ancienne gare à Metz	Bureaux, entrepôts, quais...	Démolition mécanique : pelle avec pince à trier
Lycée à Nantua	Lycée de R+1 à R+3	Démolition mécanique (mini-pelle)
Immeubles Tolède à Nantes	Logements collectifs R+4	Démolition mécanique : pelle et pince à béton
Lycée Raspail à Paris	Lycée R+3	Démolition mécanique
Site industriel à Strasbourg	R+3	Démolition mécanique (pelle hydraulique avec godet, BRH ou d'une cisaille)
Immeuble à Mulhouse	Logements collectifs R+3	Démolition mécanique

Le tableau 12 permet de constater une large prédominance de la démolition mécanique à l'aide d'engins tels que des pelles hydrauliques quelle que soit la typologie des bâtiments (logements collectifs, lycée, gare...). L'usage d'explosifs est uniquement recensé dans les cas d'études n°1 et 2. Dans le cas n°1, elle a été appliquée sur La Tour, un immeuble de grande hauteur où 88 logements sont répartis sur 15 niveaux. Elle a été démolie par foudroyage ultra-rapide où le bâtiment est divisé instantanément en volumes horizontaux flottants et chutant en verticalité parfaite. Les raisons évoquées pour l'utilisation de cette technique sont la proximité avec d'autres bâtiments et la hauteur de la tour. Dans l'étude de cas n°2, un foudroyage intégral dirigé a été mis en place, cette solution « occasionnant moins de nuisances en site urbanisé et notamment en présence de tours jouxtant celles devant être

démolies » d'après les auteurs de la fiche de l'étude. Il est difficile de cerner la pertinence du choix des explosifs en milieu urbanisé : d'un côté, cette technique est rapide et efficace pour abattre la structure mais impose une contrainte sécuritaire importante demandant une évacuation des habitants aux alentours donc, en théorie, plus difficile en milieu urbanisé.

Ces abattages ont été précédés d'une déconstruction manuelle à l'aide d'outils tels que arrache-clous, marteau, masse, pelle accompagnée de mini-engins... Ces déposes manuelles permettent un meilleur tri des déchets et une meilleure valorisation des déchets que ce soit en réutilisation ou en recyclage. Un meilleur tri des différentes sources de déchets permet également une optimisation des bennes dont les prix augmentent lorsque la nature des déchets est hétérogène (mélange de déchets inertes et de déchets non dangereux par exemple).

La structure une fois abattue, il convient maintenant de s'intéresser à la destination des déchets au sol mais également vers quelles filières seront dirigés les déchets.

1.4.2 Comparaison des exutoires utilisés

Tout comme dans la partie 1.4.1, les études de cas de l'ADEME ont été l'occasion de préciser la filière d'élimination des différents types de déchets de chantier.

	Réemploi/réutilisation	Recyclage	Valorisation	Décharge
Étude de cas 1	Radiateurs en fonte.		Bois (chauffage), gravats (remblais)	Ferraille (90%), verre, bois non traité (40%), plastique, laine de verre, plâtre
Étude de cas n°2		Métaux	Bois (incinération), béton (comblement)	Briques plâtrières, complexe d'étanchéité, plastique, verre, DIB en mélange.
Etude de cas n°3		Métaux, bois (panneau de particule), verre	Béton (remblais des fondations et voies agricoles)	DIB (isolant, feutrine...)
Étude de cas	Radiateurs en fonte	Bois (bac à fleurs), métaux	Bois (chauffage), tuiles	DIB

n°4			(remblais)	
Étude de cas n°5	Pavés, sable, bois, structure métallique (revente mais pas de détails sur leur devenir)	Néons et verre.	Métaux, bois (combustible), béton (remblais)	Papiers, laine minérale, plastique, verre armé, plâtre.
Étude de cas n°6	Radiateurs en acier, toitures en acier.	Béton (sous couche routière), métaux		DIB
Étude de cas n°7		Éviers et chauffe eaux.	Béton (remblais)	Plastiques et bois.
Étude de cas n°8		Verre, néons,	Métaux, bois (combustible), DIB (centre de tri), béton	Autres déchets minéraux.
Étude de cas n°9	Portes, fenêtres aluminium, moquette, cloisons, radiateurs...	Une partie du ferrailage, une partie des radiateurs.	Métaux et matériaux minéraux, bois (combustible)	Une partie de la moquette, des faux-plafonds
Étude de cas n°10	Encadrement de fenêtres, poutres en bois, quelques planchers, escaliers en bois, briques et rampes d'escaliers en fonte.	Tuiles (revêtement de sols sportifs), bois (panneaux de particules), métaux	Bois (valorisation énergétique)	Verre, plâtre, plastique, papiers peints et feuilles bitumées.

Les études de cas 5, 9 et 10 ont eu les possibilités de réemploi les plus élevées. On retrouve une ancienne gare de marchandises (n°5), un site de production de Steelcase (n°9) et un immeuble de logements ouvriers datant de 1856 (n°10). On retrouve des éléments tels que des encadrements de fenêtres en grès, des poutres, des planches et des escaliers en bois, des rampes d'escalier en fonte, des radiateurs et des luminaires.

Dans les cas des logements collectifs (n°1, 2, 3, 4, 7 et 10), peu d'éléments ont été récupérés en vue de réemploi notamment des radiateurs en fonte et en acier.

Le recyclage se concentre principalement sur la ferraille, les métaux dont les filières de récupération et de recyclage sont bien établies. Sur quelques chantiers, le verre et le bois sous forme de panneaux de particules ont été recyclés.

La valorisation se divise en deux catégories. D'une part, la valorisation matière du béton que l'on retrouve sous forme concassée dans les remblais et les sous-couches routières. D'autre part, la valorisation énergétique du bois qui est incinéré avec la possibilité de récupérer l'énergie.

Enfin, sont envoyés dans les décharges les matériaux du second œuvre : les DIB (Déchets Industriels Banals) comme le plastique, le verre ou la laine de verre.

Ces chantiers organisés par l'ADEME étaient expérimentaux avec la volonté de récupérer un maximum d'éléments et de matériaux. Ces démarches ne sont donc pas représentatives des pratiques de l'époque en termes de gestion des déchets. Des composants déposés avec soin ont fini en décharge (comme la moquette dans l'étude n°3) à cause d'une filière et de débouchés inexistantes ou pas assez mûrs.

Les pratiques proposées dans ces chantiers expérimentaux semblent cohérentes avec les schémas d'aujourd'hui. La situation actuelle tend vers une dépose plus soignée des composants et des matériaux en vue d'un recyclage ou du moins d'un meilleur tri de ces déchets. Ainsi, ces pratiques de tri considérées comme expérimentales il y a quelques années sont devenues les pratiques actuelles. Le recyclage est privilégié par rapport au réemploi et la réutilisation notamment à cause de filières bien établies (pour les métaux par exemple).

Après le contexte national, nous nous intéressons à la situation mondiale.

1.5 Un aperçu de la situation mondiale

Cette revue de l'état de l'art de la déconstruction dans différents pays s'appuie sur le document « Deconstruction and materials reuse – an international overview » [CIB, 2005].

Depuis plusieurs années maintenant, les enjeux liés aux problématiques environnementales sont mondialement reconnus. De multiples axes de recherche ont émergé afin de diminuer les impacts engendrés par notre société sur la planète telles que les démarches d'éco-conception, le développement d'outils permettant d'estimer les potentiels d'impacts de nos produits ou une meilleure gestion des déchets. Le secteur du bâtiment est particulièrement concerné par ces défis. En effet, l'augmentation de la population mondiale couplée à une diminution des ressources nécessaires à l'érection de nouveaux logements est un challenge d'importance pour le domaine de la construction.

Plusieurs leviers d'améliorations ont été mentionnés par les chercheurs :

- « Design for dismantling/reuse/deconstruction » ou comment penser les logements de demain pour faciliter leur réutilisation ou leur déconstruction et préserver ainsi de précieuses ressources [Addis, 2006 ; Guy, 2006 ; Tingley, 2012 ; Rigotti, 2013];

- La gestion de la fin de vie des bâtiments ou comment gérer les ouvrages d'hier et d'aujourd'hui afin d'optimiser la récupération d'un maximum d'éléments et de matériaux ainsi qu'améliorer la gestion des déchets.

Cette synthèse se focalisera principalement sur le deuxième point : les techniques et les modes opératoires dans les différents pays seront présentés ainsi que le devenir possible des différents matériaux et structures récupérés lors du chantier.

En théorie, la démolition/déconstruction d'un immeuble ou d'une résidence est la dernière option à envisager lorsque la fin de vie d'un ouvrage est décrétée, comme le rappelle la figure 3 suivante :

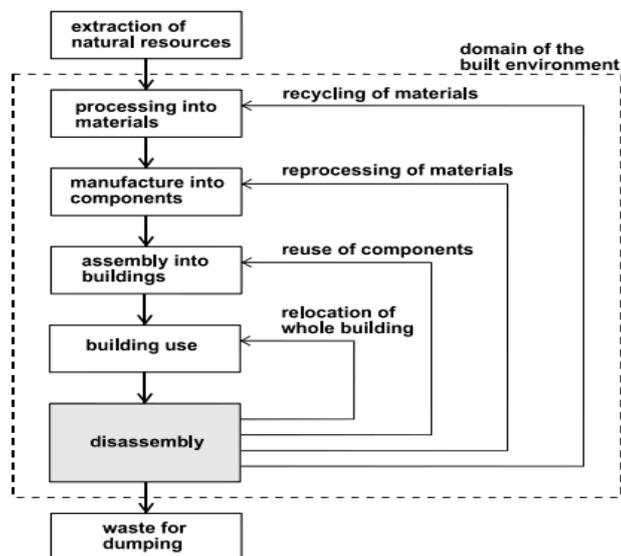


Figure 3 : Présentation des différents scénarios possibles avant la déconstruction d'un bâtiment [Crowther, 2000]

En effet, la figure 3 donne une hiérarchie qui présente les différentes possibilités de gestion en fin de vie :

- Relocalisation du bâtiment afin qu'il puisse continuer à remplir ses fonctions. Un exemple est donné aux États-Unis où une grange est délocalisée au lieu d'être démontée. On peut également imaginer des bâtiments réadaptables impliquant alors une modification de leur fonction initiale et permettant de rallonger leur durée de vie ;
- Réutilisation des divers composants dans d'autres constructions ;
- Traitement des matériaux en vue d'un nouvel usage ;
- Recyclage.

1.5.2 Les techniques de démolition

Dans la partie consacrée à la Nouvelle-Zélande, un référencement des diverses techniques de démolition est réalisé. On retrouve les techniques utilisées en France et décrites plus haut telles que la démolition manuelle, le boulet, le bras hydraulique, les explosions ou encore les tractions par câbles.

Deux technologies qui nous viennent du Japon sont mentionnées : le « compressive smash method » et la méthode « Move Hat ». La première consiste à compresser le béton à l'aide d'un cadre. Le matériau est ensuite brisé avec un système hydraulique à travers le mécanisme de compression. La seconde est une méthode développée par la société Nishimatsu qui consiste à monter une enveloppe protectrice en haut de l'immeuble et détruire l'édifice de l'intérieur par des engins. Le « Move Hat » est ensuite descendu progressivement au fur et à mesure de l'avancée de la démolition.

Globalement, une tendance se dessine quant à l'utilisation des différents moyens de démolition : la proportion d'habitations abattue par boulet ou par explosifs a tendance à diminuer car ce sont des méthodes assez grossières diminuant la qualité des matériaux récupérables.

À l'instar de la France, la démolition à l'aide d'engins mécaniques est privilégiée par rapport à l'usage du boulet ou des explosifs.

Aux Pays-Bas, les entreprises de démolition répartissent le parc immobilier en trois catégories :

- Les bâtiments en briques avec des planchers en bois, et une toiture en bois, en bitume ou en tuile ;
- Les bâtiments en structure béton ;
- Les bâtiments en charpente métallique.

Cette distinction est également faite dans le projet ASURET pour catégoriser les différentes ossatures. Pour chacune des trois premières typologies, un mode opératoire de déconstruction est décrit.

La première étape pour démolir ces édifices consiste à traiter le second œuvre :

- Les éléments précieux ou réutilisables sont récupérés comme les sanitaires ou le verre plombé ;
- Les revêtements des plafonds et des planchers sont retirés ;
- Le verre est séparé des fenêtres, les différents métaux sont récupérés ;
- La tuyauterie est démontée ;
- La toiture est enlevée avant le début de l'abattage de la structure.

Une fois le curage réalisé, il reste encore à déconstruire l'ossature de l'édifice. Un mode opératoire rapide est proposé pour chacune des typologies.

Bâtiments en briques et bois

Les éléments en bois sont récupérés à l'aide d'outils mécaniques avant d'être décloqués. Le briquetage est quant à lui découpé en sections avant d'être concassé. L'un des problèmes soulevés non seulement aux Pays-Bas mais à travers le monde est l'amélioration des liens et dans le cas de la brique celle des mortiers. Cela peut paraître contradictoire mais l'une des conséquences est la difficile séparation des composants : ceux-ci rompent avant le lien les unissant, détériorant ainsi les matériaux et les rendant inutilisables en l'état.

Bâtiments en squelette béton

L'ossature de la construction est démolie à l'aide d'engins mécaniques et les armatures sont séparées du béton. Le béton précontraint peut poser problème. En effet, il est rare de savoir que des éléments sont précontraints et en cas de mauvaise gestion de ces éléments, la structure peut lâcher, envoyer des projections de béton et mettre en danger les ouvriers du chantier.

Bâtiments en acier

Si la charpente métallique peut être réutilisée, comme par exemple les poutres en I en Nouvelle-Zélande, alors la structure est désassemblée. Sinon, les éléments métalliques sont découpés et envoyés dans des aciéries.

Si les techniques de démolitions usitées semblent les mêmes, qu'en est-il pour la gestion des déchets ?

1.5.3 La gestion des déchets

La lecture de ce document a également été l'occasion de passer en revue la gestion des déchets des chantiers de démolition à travers différents pays. Quels éléments sont récupérés ? Quels matériaux sont recyclés ou mis en décharge ?

La récupération d'éléments repose principalement sur la viabilité économique. Parmi les différents pays où un état de l'art de la déconstruction a été effectué, un point commun se détache : la récupération du bois. En effet, dans des pays tels que la Nouvelle-Zélande ou les États-Unis, les constructions en bois sont particulièrement développées (par exemple 95 % du parc immobilier néo-zélandais est constitué de maisons en bois). Ces bois massifs ont une valeur tout autant économique que culturelle. Les entreprises de démolition près d'Auckland sont nombreuses et réalisent leurs marges en déconstruisant ces maisons typiques. Par contre, lorsqu'il s'agit de démolir les maisons modernes, les possibilités de réemploi deviennent limitées.

Parmi les éléments potentiellement récupérables dans les différents pays étudiés, on retrouve : les poutres et planches en bois massif, les radiateurs en fonte, les cheminées en

marbre, les chaudières, les tuyaux, le verre plombé... Cette récupération dépend des techniques constructives de chaque contrée, des opportunités locales, de la législation...

Si l'on compare les pratiques de ces pays avec la France, on remarque des similitudes lorsqu'on reste à une approche « matériaux » : le béton est broyé pour obtenir des granulats recyclés, le métal est recyclé, les plastiques ont tendance à se retrouver dans les décharges dû à leur faible quantité... La principale différence en termes de matériau semble se situer au niveau du bois qui est réutilisé de manière plus importante dans des pays tels que les États-Unis ou la Nouvelle-Zélande. Une deuxième différence concerne la relocalisation des bâtiments qui à notre connaissance n'existe pas en France mais est une pratique courante en Australie, par exemple, pour des maisons en bois.

1.6 Définitions

Cette revue bibliographique sur la démolition a été l'occasion de se confronter à différents vocabulaires. Selon le document consulté et le pays concerné, différents termes étaient utilisés par les auteurs pour qualifier les méthodologies mises en place au moment où l'abattage d'un bâtiment est décidé. Deux notions principales sont à relever : la démolition et la déconstruction dont les définitions doivent être clairement explicitées pour la clarté de ce mémoire.

1.6.1 Démolition ou déconstruction ?

Une première définition pour la démolition est proposée par le guide Eyrolles [Philip, 2006] : « C'est l'ensemble des actions visant à décomposer une structure, un ouvrage, en éléments suffisamment réduits pour être évacués, éventuellement recyclés, dans les meilleures conditions de sécurité, en mettant en œuvre les procédés et les méthodes les mieux adaptés. »

On retrouve dans cette définition les trois composants essentiels à prendre en compte lorsqu'on parle de démolition ou de déconstruction :

- Les coûts ;
- La sécurité ;
- L'environnement.

Dans le guide, le terme « déconstruction » n'est mentionné à aucun moment. De même, dans un document émis par le gouvernement néo-zélandais mis à jour en octobre 2013, aucune distinction n'est réellement faite. La démolition y est décrite comme « la déconstruction, le démantèlement ou la destruction d'un bâtiment impliquant des modifications dans le gros œuvre ».

La déconstruction est, quant à elle, présentée comme un procédé positif constitué de deux phases [Thomsen et al., 2011] :

- La planification contrôlée de la déconstruction d'un bâtiment qui permet d'obtenir un ensemble de matériaux et d'éléments ;
- L'utilisation de ces éléments dans d'autres bâtiments ou dans des applications permettant de limiter le « downcycling » c'est-à-dire l'utilisation d'un produit dans des applications de moindre qualité entraînant une perte des propriétés et de la fonctionnalité.

Le terme « déconstruction » y est clairement opposé à la « démolition » qui est vu comme un procédé assez grossier où les différents éléments sont abattus et envoyés pêle-mêle en décharge. L'institut « Delta » installé aux États-Unis est une organisation qui œuvre depuis 15 ans dans la région des Grands Lacs au développement économique et durable de la région. Cet institut a publié un guide méthodologique en 2011 pour la déconstruction des édifices et la réutilisation des matériaux récupérés [Institut Delta, 2011]. La déconstruction est définie comme « un processus de démantèlement systématique d'une structure dans le but de récupérer un maximum de matériau en vue de réutilisation ou de recyclage dans un cadre économique, écologique et social responsable » et est synonyme de démolition douce (« soft demolition»). Là aussi, la déconstruction est opposée à la démolition dite « traditionnelle » décrite quelques lignes plus haut où un maximum de déchets sont placés en décharge à moindre frais sans volonté de réutiliser, recycler ou revaloriser les matériaux du bâtiment détruit.

Enfin, le CIFIUL (Centre Ingénierie pédagogique de l'Université de Liège) a sorti un guide pratique pour le réemploi et la réutilisation des matériaux de construction [CIFIUL, 2013]. La déconstruction y est définie comme le fait de retirer les éléments un à un en vue de pouvoir les utiliser à nouveau. La démolition, quant à elle, y est qualifiée de sélective et vise à séparer chaque fraction pour permettre le recyclage tout comme le démantèlement ou l'arrache sélectif avec l'objectif de recycler les matériaux. Le guide précise également qu'aujourd'hui, ces pratiques sont associées : on déconstruit dans un premier temps en vue de réutiliser les éléments déconstruits puis dans un deuxième temps une démolition sélective permet de démanteler les éléments destinés à recycler.

1.6.3 La situation en France

Il est difficile de donner un aperçu quant aux pratiques de démolition en France. Il n'existe pas, à notre connaissance, de statistiques ou de sources officielles concernant les pratiques actuelles. Lors d'une visite de chantier avec Alexandre Doyère, chef de l'entreprise Doyère Démolition et membre de la SNED (Syndicat National des Entreprises de Démolition), le sujet des pratiques actuelles a été abordé. Pour lui, les grandes entreprises de démolition pratiquent le tri des déchets et la démolition sélective, c'est-à-dire qu'il existe une volonté de recycler un maximum d'éléments. Le premier enjeu est d'ordre économique. Aujourd'hui, il est préférable de trier et de recycler que de remplir des bennes de déchets mélangés partant en décharge. D'autre part, il existe une demande de la part de ses clients qui souhaitent participer à une démarche environnementale. Quant à la déconstruction qui

implique donc la réutilisation des déchets, elle n'est pas encore d'actualité à l'échelle industrielle et n'existe que par des initiatives locales.

Chapitre 2

L'analyse de cycle de vie des chantiers de démolition

Sommaire

2.1 L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV)	63
2.1.1 LA DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE	64
2.1.1.1 Fonctions du système étudié	65
2.1.1.2 Unité fonctionnelle (UF)	65
2.1.1.3 Les frontières du système	66
2.1.1.4 Les règles d'allocation	66
2.1.1.5 Les catégories d'impacts et les méthodes d'évaluation	68
2.1.1.6 Les données	68
2.1.1.7 Les hypothèses de travail	69
2.1.1.8 Les limites de l'étude	69
2.1.1.9 La revue critique	69
2.1.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV)	70
2.1.2.1 Les bases de données	71
2.1.2.2 La fiabilité des données	71
2.1.3 ANALYSE DE L'IMPACT DU CYCLE DE VIE (AICV)	74
2.1.3.1 Les principales méthodes de caractérisation	76
2.1.4 INTERPRETATION DES RESULTATS	78
2.2 LES CHANTIERS DE DEMOLITION	79
2.2.1 LA NORME 15 804	79
2.2.2 DESCRIPTION DU SYSTEME	80
2.2.2.1 La fin de vie des bâtiments d'un point de vue ACV dans la littérature	81
2.3 APPLICATION DANS UN CAS PRATIQUE DE CHANTIERS	83
2.3.1 DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE	84
2.3.1.1 Objectif et champ de l'étude	84
2.3.1.2 Unité fonctionnelle	85
2.3.1.3 Frontières du système	85
2.3.1.4 Les règles d'allocation	85
2.3.1.5 Logiciel de calcul et base de données	86
2.3.1.6 Choix des catégories d'impact et des méthodes d'évaluation	86
2.3.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE	87
2.3.2.1 Démolition traditionnelle	88
2.3.2.1.1 Démolition de la structure	89
2.3.2.1.2 Évacuation des déchets	89
2.3.2.1.3 Mise en décharge	90
2.3.2.2 Démolition sélective	90
2.3.2.2.1 Nettoyage préalable	91
2.3.2.2.2 Dépose des parquets et de la feutrine	92
2.3.2.2.3 Abattage de la structure	92
2.3.2.2.4 Concassage	92

2.3.2.2.5 <i>Transport et gestion des déchets</i>	93
2.3.3 ANALYSE DES RESULTATS.....	94
2.3.3.1 <i>Démolition traditionnelle</i>	94
2.3.3.2 <i>Démolition sélective</i>	96
2.3.3.3 <i>Comparaison des deux systèmes</i>	98
2.3.4 LE RECYCLAGE.....	100
2.3.4.1 <i>Modélisation du recyclage dans une ACV</i>	100
2.3.4.2 <i>Module D</i>	101
2.3.4.3 <i>Module D dans le cas de la démolition sélective</i>	102
2.4 ANALYSES DE SENSIBILITE.....	104
➤ 2.4.1 FONCTIONNEMENT ET CONSOMMATION DES MACHINES.....	105
2.4.1.1 <i>Sensibilité sur la durée journalière de fonctionnement des engins de chantier</i>	105
2.4.1.2 <i>Sensibilité sur la consommation des engins de chantiers</i>	106
2.4.2 SENSIBILITE LIEE A LA PHASE DE TRANSPORT.....	107
2.4.2.1 <i>Sensibilité sur la consommation en trajet urbain</i>	107
2.4.2.2 <i>Sensibilité selon les normes d'émissions respectées par les camions</i>	108
2.4.2.3 <i>Sensibilité selon la distance parcourue</i>	109
2.4.3 LES INCERTITUDES DANS L'ACV.....	109
2.4.3.1 <i>Les incertitudes de nos scénarios</i>	110

L'Analyse de Cycle de Vie est un outil d'évaluation environnementale multicritère permettant d'estimer les impacts d'un produit (un aérosol ou une voiture par exemple) ou d'un service (la mise en place d'un système de vélos à accès libre comme le Vélib' à Paris) tout au long de son cycle de vie. Cet outil normalisé [ISO 14 040, 2006 ; ISO 14 044, 2006] a été appliqué aux bâtiments afin de modéliser ces systèmes complexes et de quantifier les impacts de ces structures.

Dans ce deuxième chapitre, une première partie reprendra les grands principes de l'ACV et rappellera les étapes constitutives d'une telle étude. Ensuite, à partir d'une des 10 études de cas présentées dans le guide « Déconstruire les bâtiments » [ADEME, 2003], un premier bilan environnemental sera effectué. Enfin, diverses analyses de sensibilité seront réalisées afin de connaître les données d'entrées importantes pour modéliser la fin de vie des bâtiments.

2.1 L'analyse de Cycle de Vie (ACV)

L'analyse de cycle de vie est un outil d'évaluation environnementale dont l'objectif est d'estimer les impacts potentiels générés par un système tout au long de son cycle de vie (extraction des matières premières, production, transport, utilisation, fin de vie...). Cet outil multicritère est normalisé par l'ISO 14 040 [ISO, 2006] et se divise en quatre étapes, comme le montre la figure 4 suivante :

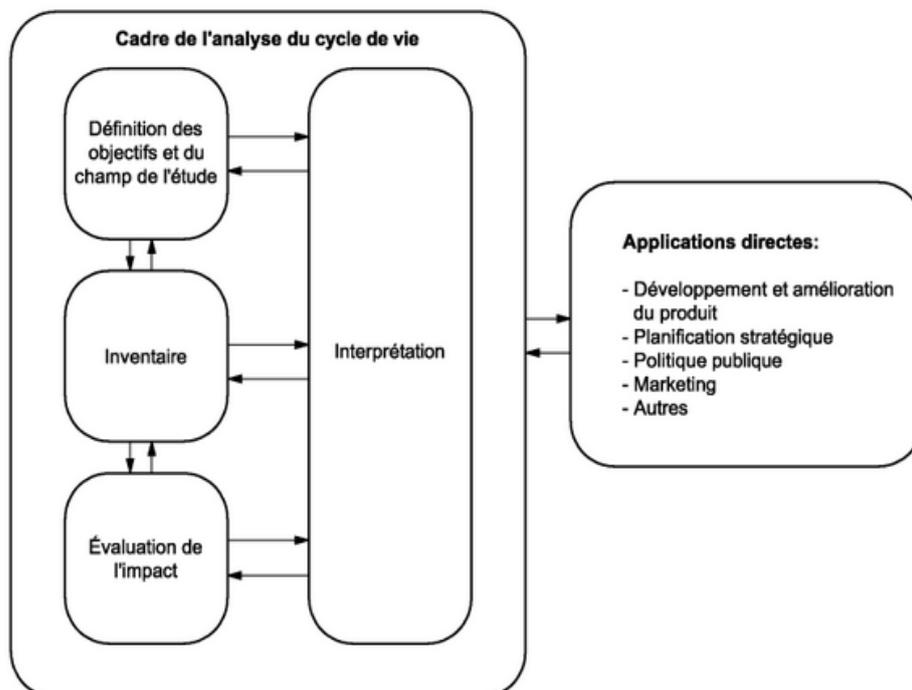


Figure 4 : Phases et domaines d'application d'une ACV [ISO 14040, 2006]

L'ACV est divisée en 4 étapes qui doivent être rigoureusement suivies afin d'en assurer la pertinence :

- La définition des objectifs et du champ de l'étude ;
- L'inventaire (pour un souci de clarté le terme « Inventaire du cycle de vie » sera employé dans la suite de ce mémoire) ;
- L'évaluation des impacts ;
- L'interprétation des résultats.

Les doubles flèches utilisées dans la figure 1 montrent la nécessité de reprendre et d'approfondir les différentes étapes de l'ACV au moment de la phase d'interprétation pour expliquer et comprendre l'origine des impacts environnementaux. Ces 4 étapes seront détaillées plus précisément dans les parties suivantes.

La figure 4 présente également dans quel cadre une étude ACV peut être menée :

- Développement et amélioration du produit : une étude ACV peut mettre en relief des points d'amélioration durant le cycle de vie d'un produit. Par exemple, elle peut mettre en relief une optimisation de la phase de transport qui pourrait alors engendrer une économie que ce soit environnementale ou financière ;
- Planification stratégique : les entreprises peuvent avoir le souhait de prendre en compte l'environnement dans une perspective à long terme que ce soit par conviction, pour anticiper une nouvelle réglementation ou une augmentation des prix (les matières premières ou la gestion des déchets par exemple). Une étude ACV permet d'identifier des points clés au niveau de la production ou d'élaborer des scénarios alternatifs de conception ;
- Politique publique : l'ACV peut également être un outil d'aide à la prise de décision pour un marché publique. Par exemple, une collectivité pourrait se baser sur les résultats d'une ACV concernant la mise en place de différents moyens de transport (tramway, bus, bus au gaz naturel...) pour développer la mobilité dans sa ville ;
- Marketing : une entreprise peut utiliser les résultats de l'ACV à une fin marketing. En effet, les consommateurs sont aujourd'hui plus sensibles aux arguments environnementaux et seront donc plus enclins à acheter un produit plus performant d'un point de vue environnemental.

Les quatre étapes de l'ACV sont maintenant décrites.

2.1.1 La définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première étape est primordiale puisqu'elle contribue à la transparence et donc à la crédibilité d'une étude ACV. Ainsi, l'objectif d'une ACV doit stipuler l'application envisagée,

le contexte de l'étude, le public auquel les résultats sont destinés. Ce cadre d'étude doit être bien défini afin que le niveau de détail prévu soit cohérent avec les objectifs fixés.

Les praticiens de l'ACV doivent donc préciser les éléments suivants pour donner le domaine d'application de l'étude :

- I) La ou les fonctions du système étudié ;
- II) L'unité fonctionnelle ;
- III) Les frontières du système ;
- IV) Les règles d'allocation ;
- V) Les catégories d'impacts considérées et la méthode d'évaluation de l'impact ;
- VI) Les données ;
- VII) Les hypothèses de travail ;
- VIII) Les limites de l'étude ;
- IX) Le type de revue critique.

Les différents éléments cités ci-dessus sont détaillés et expliqués dans les parties suivantes.

2.1.1.1 Fonctions du système étudié

Les fonctions remplies par le système étudié doivent être précisées. On distingue la fonction principale des fonctions secondaires. Ainsi, dans le cas d'une voiture, sa fonction principale est d'assurer le transport des passagers sur une certaine distance. Cependant, il semble pertinent d'inclure des notions de sécurité, de confort ou de taille notamment pour englober l'ensemble des fonctionnalités de la voiture. Ces fonctionnalités secondaires peuvent toutefois fausser les conclusions d'une étude notamment au moment d'une analyse comparative entre deux produits. Par exemple, comparer deux chaussures avec des fonctions secondaires sensiblement différentes peut être une aberration : utiliser des sandales à la place d'après-skis parce que leurs impacts environnementaux par paire de chaussures sont plus faibles occulte le fait que les après-skis remplissent une fonction de protection contre le froid que les sandales ne peuvent remplir [Jolliet, 2005]. Il semblerait également aberrant de préconiser l'utilisation d'une Smart par rapport à un monospace familial du fait que la première a probablement un impact global plus faible dû à sa taille.

2.1.1.2 Unité fonctionnelle (UF)

L'unité fonctionnelle définit la quantification des fonctions étudiées et sert ainsi de référence pour déterminer les flux entrants et sortants du système. Pour reprendre l'exemple de la voiture, une unité fonctionnelle pourrait être « parcourir une distance de 200 000 kilomètres ». On remarque que selon le kilométrage choisi pour l'étude, la quantité des flux entrants (quantité de carburants, amortissement des différentes pièces...) et des flux sortants (émissions du pot d'échappements) vont varier. De plus, pour être équitablement

comparés, deux systèmes doivent avoir la même unité fonctionnelle. Ainsi, si on procède à une analyse comparative de deux voitures A et B qui peuvent respectivement parcourir 100 000 et 200 000 kilomètres pendant leur cycle de vie, il va falloir comparer deux voitures A à une voiture B pour revenir à une unité fonctionnelle identique.

2.1.1.3 Les frontières du système

Établir les frontières du système a pour objectif de délimiter les modules à prendre en compte lors d'une modélisation ACV. En théorie, la chaîne de processus à intégrer est infinie. Ainsi, modéliser la fabrication de la voiture est indispensable. Mais doit-on prendre en compte la fabrication de la machine utilisée dans la chaîne de montage ? Et doit-on estimer les impacts engendrés par la fabrication de la machine ayant permis de fabriquer la première machine ?

Pour répondre à ce problème, trois règles ont été proposées [Jolliet, 2005] :

- « Les limites du système doivent recouvrir la même réalité fonctionnelle » : dans le cas où l'on souhaiterait comparer une voiture électrique et une voiture thermique, ne pas intégrer le rechargement de la batterie de la première mais prendre en compte la production du diesel nécessaire à la deuxième serait une entorse à cette règle ;
- « Sont retenus dans le système l'ensemble des processus qui contribuent à plus de x% de la masse des intrants, à plus de x% de la consommation énergétique ou à plus de x% des émissions d'un polluant. Le pourcentage seuil de x% est préalablement fixé, par exemple à 1 % ou 3 % » : ce principe permet d'évaluer un ordre de grandeur des différentes contributions. Cependant, un élément présent en très faible quantité mais très nocif pourrait ainsi ne pas être pris en compte ;
- « Les étapes identiques dans les différents scénarios peuvent être exclues à condition que les flux de référence affectés par ces processus soient strictement égaux (sortants totaux du système également identiques) » : si l'on considère la comparaison entre deux voitures, l'une électrique et l'autre thermique, alors la production de la carrosserie, si celle-ci est identique, peut être exclue du système d'étude.

2.1.1.4 Les règles d'allocation

Lors d'une ACV, on peut être amené à étudier un système où plusieurs produits sont fabriqués ou traités. Or, généralement, l'intérêt se porte uniquement sur un produit. Il s'agit donc d'affecter (ou d'allouer) les charges environnementales engendrées par le procédé industriel entre les différents produits. Pour illustrer cette problématique deux exemples sont régulièrement cités. Le premier est celui du blé et de la paille. En effet, la culture du blé produit également de la paille (la paille est considérée comme un coproduit du blé). Il s'agit alors d'allouer les impacts dus à l'utilisation d'un tracteur ou d'herbicides au blé et à la paille.

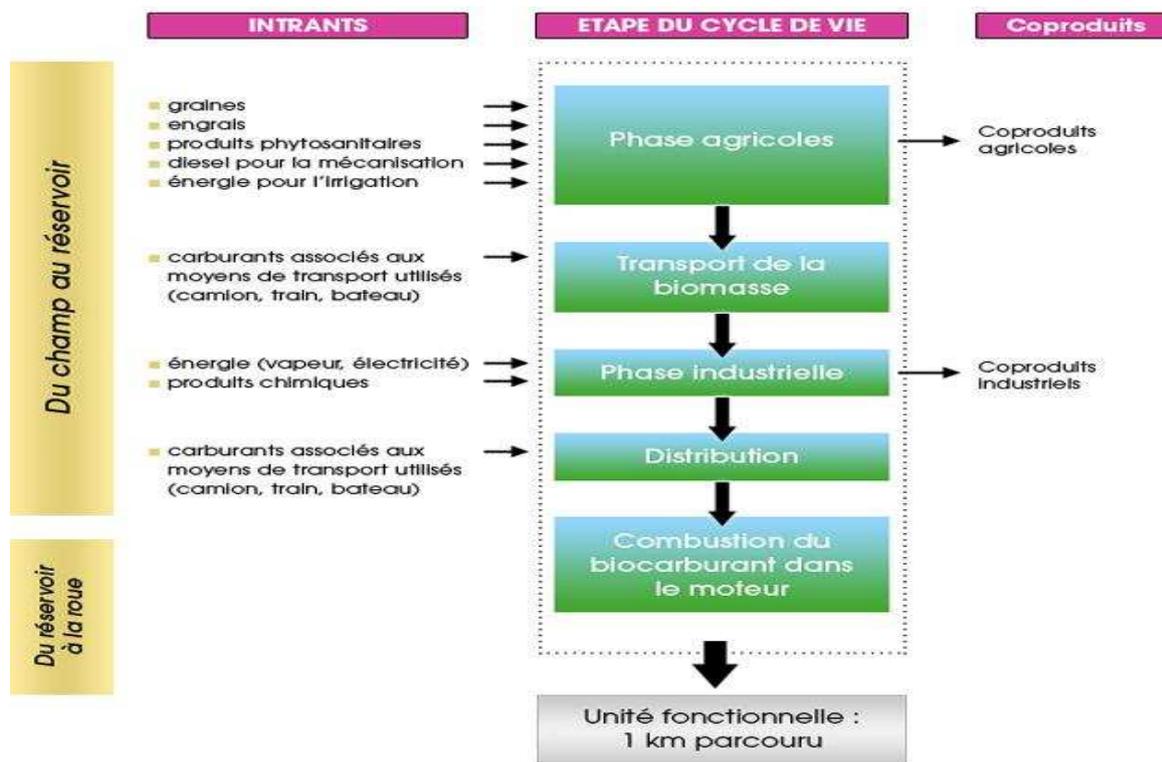


Figure 5 : Les problèmes d'allocation dans l'industrie du biocarburant
(www.bioethanolcarburant.com)

Dans le cadre de l'étude du cycle de vie du biocarburant (figure 5), les problèmes d'allocation peuvent se retrouver lors de la phase agricole où il est nécessaire d'allouer les impacts dus à l'énergie ou aux engrais aux différents produits agricoles. On se retrouve confronté au même problème dans la phase industrielle de la fabrication où une allocation est nécessaire pour répartir les impacts de l'énergie et des produits chimiques au carburant et aux coproduits industriels.

Le deuxième exemple est celui d'un système de traitement des déchets comme dans le cas d'un incinérateur. Celui-ci traite différents flux de déchets de composition différente qui émettent des émissions de nature différente. Il faut alors affecter les impacts de l'incinération entre les différents flux de déchets.

Pour traiter ce problème, une hiérarchie des différentes possibilités a été proposée [ISO, 2006] :

- « Éviter l'allocation autant que possible » : pour cela on peut d'abord subdiviser les processus principaux en sous-processus que l'on attribue spécifiquement à l'un des produits. La deuxième solution est d'agrandir les frontières du système : ainsi, dans le cas du blé et de la paille, on peut considérer que si cette dernière est récupérée, celle-ci peut être brûlée et substituée à du fioul comme moyen de chauffage. Le système étudié bénéficie alors des impacts évités du produit de substitution (dans le cas de la paille, on évite les extractions et les émissions liées au fioul) ;

- « Procéder à une allocation en répartissant les impacts des différents produits selon les relations physiques sous-jacentes existant entre eux » : l'allocation massique est un des exemples fréquemment cités. Cependant, la relation entre la masse d'un produit et les émissions liées à celui-ci n'est pas forcément évidente. On peut également penser à la teneur en métaux lourds dans le cas du traitement des déchets plastiques, des batteries ou des boues d'épuration [Jolliet, 2005] ou bien à l'énergie d'activation dans le cas d'une réaction chimique qui correspondrait à une allocation énergétique ou stœchiométrique ;
- « Procéder à une allocation d'une manière qui reflète d'autres relations mutuelles » : une des possibilités est d'affecter les impacts à l'aide d'une allocation économique selon le prix des produits. On considère alors que ce sont les produits ayant la valeur marchande la plus importante qui incite à produire : on leur attribue alors les impacts les plus importants. La contrainte principale de cette méthode est la potentielle fluctuation du prix des coproduits étudiés qui peuvent modifier fortement les résultats de l'ACV.

2.1.1.5 Les catégories d'impacts et les méthodes d'évaluation

Les résultats d'une ACV sont donnés par l'intermédiaire de catégories d'impact qui sont calculées à partir des données recueillies. Le réchauffement climatique est un exemple de catégorie d'impact. Les méthodes d'évaluation permettent de passer des flux entrants et sortants du système aux catégories d'impact. À l'instar des catégories d'impact, elles doivent être sélectionnées en cohérence avec les caractéristiques et les objectifs de l'étude.

À noter, qu'en réalité, l'ACV estime des impacts potentiels. En effet, cette méthodologie ne permet pas de prédire de manière absolue les impacts sur l'environnement [ISO 14 040, 2006] à cause :

- De l'expression relative des impacts par rapport à une unité de référence ;
- De l'intégration des données environnementales dans l'espace et le temps ;
- De l'incertitude inhérente à la modélisation des impacts ;
- Du fait que certains impacts sont des impacts futurs.

Cette partie de l'ACV sera expliquée plus en détails dans la partie 2.1.3.

2.1.1.6 Les données

Pour estimer les impacts d'un système, une étude ACV nécessite d'obtenir des données dont le nombre et la qualité dépendront des buts et du contexte de l'étude. Il s'agit dans un premier temps de quantifier les différents procédés à modéliser. Par exemple, dans le cadre d'une ACV d'une voiture thermique, il sera nécessaire de connaître la quantité de carburant consommé tout au long de son cycle de vie. Cette donnée peut être mesurée, calculée ou estimée.

Diverses exigences dans la qualité des données sont demandées notamment dans le cas d'une analyse comparative destinée au public [ISO, 2006] parmi lesquels on peut citer des facteurs temporels (âge des données), géographiques (zone couverte par le champ de l'étude) ou bien encore la représentativité (les données recueillies sont-elles représentatives de la situation actuelle ?)

Dans un second temps, il faut modéliser les données obtenues afin d'en estimer les impacts potentiels. Ainsi, des bases de données fournissent les impacts générés par la production et la consommation de carburant. Il existe de nombreuses bases de données parmi lesquelles se trouve Ecoinvent [Frischknecht, 2007] qui sera utilisée tout au long de cette thèse puisqu'elle est considérée comme l'une des plus complètes [Jolliet, 2005].

2.1.1.7 Les hypothèses de travail

Il est essentiel pour la bonne conduite d'une ACV et pour contribuer à une meilleure transparence, d'explicitier et de justifier les différentes hypothèses de travail posées tout au long de l'étude que ce soit sur les frontières du système, les règles d'allocation ou bien les données utilisées.

2.1.1.8 Les limites de l'étude

La fiabilité d'une ACV repose également sur la connaissance des limites d'une étude. Les études ACV présentent des limites pratiques et conceptuelles [Jolliet, 2005]. Les premières consistent en un niveau de détail requis trop important ou un manque de disponibilité des données dont la récolte prend du temps. Il existe également une part de subjectivité qui se retrouve au niveau du choix des hypothèses de travail, de l'unité fonctionnelle ou des méthodes d'analyse de l'impact. Ces derniers inconvénients sont cependant restreints par la mise en application des bonnes pratiques et la mise en place d'une revue critique. Les autres limites sont d'ordre conceptuel. L'ACV est une méthodologie qui se focalise sur l'aspect environnementale et délaisse les aspects sociaux et économiques. De plus, les conséquences induites par un changement de comportement ne sont pas pris en compte. Dans le cas de la mise au point d'un carburant alternatif moins polluant, les consommateurs auront peut être tendance à utiliser plus leur voiture ce qui entrainerait des impacts plus importants.

2.1.1.9 La revue critique

Les résultats doivent être présentés de manière complète, précise et transparente au public concerné. Dans le cas d'une analyse comparative destinée à être divulguée au grand public, une revue critique permettant d'assurer l'objectivité des conclusions est obligatoire. Dans le cas d'une ACV sans rendu publique, une revue critique peut être utile pour renforcer la crédibilité de l'étude.

Il existe deux types de revues critiques [ISO 14 044, 2006]:

- Une revue critique menée par un expert : celui-ci est interne ou externe aux parties intéressées. Il doit surtout être indépendant et ses recommandations et ses conclusions doivent être incluses dans le rapport ACV ;

- Une revue critique composée par un comité : un expert interne ou externe choisi par le commanditaire de l'étude agit en tant que président d'un comité constitué de 3 experts. Leurs remarques doivent être incluses dans le rapport ACV final.

Une norme a été rédigée afin de détailler cette étape de revue critique [ISO 14 071, 2014].

Passons maintenant à la deuxième étape d'une ACV : l'inventaire du cycle de vie.

2.1.2 Inventaire du Cycle de Vie (ICV)

Cette deuxième étape consiste à effectuer la collecte des données des processus pris en compte dans les frontières du système étudié. Il s'agit donc de déterminer les flux entrants et sortants du système pour chaque processus élémentaire.

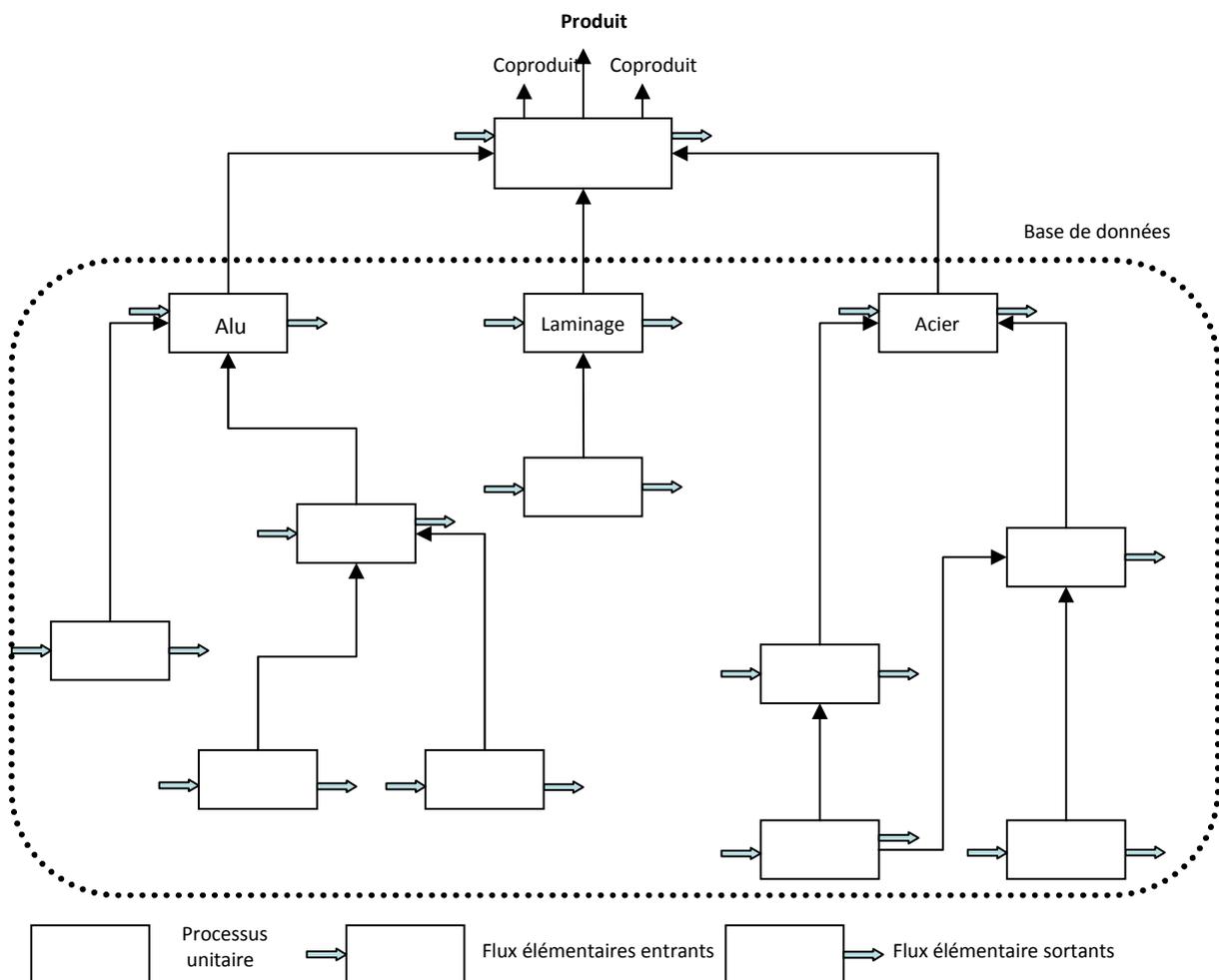


Figure 6 : Arbre des processus unitaires de la production d'un produit (adapté des guides EVEA de la formation à l'ACV et de SimaPro)

La figure 6 schématise un arbre des processus de la production d'un produit. Cet exemple fictif prend en compte la production de deux matières premières : l'aluminium et l'acier, ainsi qu'un traitement industriel : un laminage. Chacun de ces processus est constitué de sous-processus. Par exemple, la production de l'aluminium va intégrer l'extraction de la

bauxite ainsi que les traitements chimiques associés. Chacun de ses processus est composé de flux élémentaires entrants (à gauche) et sortants (à droite) reliés à chaque processus unitaire. Les flux entrants sont des flux d'énergie et de matière tandis que les flux sortants sont des émissions vers l'air, l'eau ou le sol. Une ACV consiste donc à modéliser l'ensemble des processus unitaires ainsi que leurs flux élémentaires associés. Dans le cas d'un système complexe, le nombre de processus unitaires peut très vite augmenter. Dans notre exemple, pour être cohérent avec la méthodologie ACV nous aurions dû rajouter après la fabrication du produit les processus liés à l'utilisation ou à la fin de vie du produit.

Cette procédure d'inventaire du cycle de vie est qualifiée d'itérative : au fur et à mesure que les données sont recueillies, de nouveaux besoins ou des limitations peuvent apparaître. Ces modifications doivent être incluses dans le cadre de l'étude et être explicitées dans le rapport.

Pour aider le praticien dans sa modélisation, il existe des bases de données contenant les flux entrants et sortants associés à différents processus unitaires. Ainsi, le processus unitaire « Fabrication d'un kilo d'acier » comprend le processus « Extraction du minerai de fer ». Il suffira de rentrer la quantité d'acier nécessaire pour modéliser le système étudié. Les principales bases de données sont maintenant présentées.

2.1.2.1 Les bases de données

Diverses bases de données sont à la disponibilité du praticien. Elles peuvent être génériques ou sectorielles, internationales ou nationales, gratuites ou payantes. Parmi ces différentes bases de données, deux sont particulièrement utilisées : Gabi [PE International, 2014] et Ecoinvent [Frischknecht, 2007]. Cette dernière sera utilisée tout au long de la thèse.

D'autres bases de données sont également disponibles spécifiques à un pays : la « United States Life Cycle Inventory » [USLCI, 2012] fournit des données américaines concernant l'énergie, les matériaux ou les céréales.

Enfin, il existe des bases de données sectorielles comme DIOGEN (Données d'Impact pour les Ouvrages en GENie civil) spécialisé dans le génie civil ou la base de données fournie par Plastics Europe qui donne les impacts des plastiques.

Certaines bases de données comme Ecoinvent ont introduit une méthode pour estimer la fiabilité de leurs données. Cette méthode est maintenant décrite.

2.1.2.2 La fiabilité des données

Les données utilisées au sein d'une ACV doivent être les plus représentatives possibles du système étudié et ainsi augmenter la fiabilité des résultats et des préconisations. Lorsque l'on s'intéresse à la base de données Ecoinvent, on remarque que les valeurs des données sont accompagnées d'une distribution permettant de calculer une incertitude. Les données Ecoinvent ont pour la plupart une distribution log normale. Cette loi est adaptée à un contexte où les effets de plusieurs facteurs indépendants se multiplient entre eux, ce qui est le cas des processus naturels et industriels [Feraille, 2013]. La variation de ces résultats est

caractérisée par une valeur de Standard Deviation (SD). La valeur SD95, permettant de s'assurer que 95 % des données seront inclus autour de la donnée de plus haute probabilité, est calculée par la formule suivante [Weidema, 1996] :

$$SD\ 95 = \exp(\sqrt{([\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2 + [\ln(U_6)]^2)}) \quad (1)$$

Cette valeur de distribution repose donc sur 6 facteurs d'incertitudes U_i qui sont :

- U_1 : le facteur d'incertitudes sur la fiabilité ;
- U_2 : le facteur d'incertitudes sur l'exhaustivité ;
- U_3 : le facteur d'incertitudes sur la corrélation temporelle ;
- U_4 : le facteur d'incertitudes sur la corrélation géographique ;
- U_5 : le facteur d'incertitudes sur la corrélation technologique ;
- U_6 : le facteur d'incertitudes sur la taille de l'échantillon.

Pour quantifier ces différents facteurs d'incertitude, Ecoinvent fournit une matrice pedigree présentée dans le tableau 14 :

		Donnée vérifiée basée sur des hypothèses OU donnée non vérifiée basée sur des mesures	Donnée non vérifiée partiellement basée sur des dires d'experts	Donnée à dire d'experts ; donnée basée sur des informations théoriques	Estimation par une personne non qualifiée
U1 : fiabilité	Donnée vérifiée basée sur des mesures	Donnée vérifiée basée sur des hypothèses OU donnée non vérifiée basée sur des mesures	Donnée non vérifiée partiellement basée sur des dires d'experts	Donnée à dire d'experts ; donnée basée sur des informations théoriques	Estimation par une personne non qualifiée
	1,00	1,05	1,10	1,20	1,50
		Donnée représentative de plus de 50% des sites sur le marché considéré sur une période de temps suffisamment longue pour intégrer les fluctuations normales	Donnée représentative de quelques sites uniquement (<<50%) sur le marché considéré OU plus de 50% des sites sur une période plus courte	Donnée représentative venant d'un seul site pour le marché considéré OU plusieurs sites mais sur une période plus courte	Exhaustivité non connue OU donnée d'un petit nombre de sites et sur une période plus courte
U2 : exhaustivité	Donnée représentative du marché considéré sur une période de temps suffisamment longue pour intégrer les fluctuations normales	Donnée représentative de plus de 50% des sites sur le marché considéré sur une période de temps suffisamment longue pour intégrer les fluctuations normales	Donnée représentative de quelques sites uniquement (<<50%) sur le marché considéré OU plus de 50% des sites sur une période plus courte	Donnée représentative venant d'un seul site pour le marché considéré OU plusieurs sites mais sur une période plus courte	Exhaustivité non connue OU donnée d'un petit nombre de sites et sur une période plus courte
	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20

U3 : corrélation temporelle	Moins de 3 ans de différence avec l'année de référence (2000)	Moins de 6 ans de différence avec l'année de référence (2000)	Moins de 10 ans de différence avec l'année de référence (2000)	Moins de 15 ans de différence avec l'année de référence (2000)	Âge de la donnée inconnu OU plus de 15 ans de différence avec l'année de référence (2000)
	1,00	1,03	1,10	1,20	1,50
U4 : corrélation géographique	Donnée issue de la zone étudiée	Donnée moyenne d'une zone plus grande que la zone étudiée	Donnée d'une zone plus petite que la région étudiée		Donnée d'une zone inconnue OU d'une zone très différente
	1,00	1,01	1,02		1,10
U5 : corrélation technologique	Donnée de la technologie utilisée		Donnée sur des matériaux ou des process proches mais de la même technologie OU donnée sur les matériaux ou les process étudiés mais issus d'une technologie différente	Donnée sur des matériaux ou des process proches mais d'une technologie différente OU donnée à l'échelle du laboratoire et de même technologie	Donnée sur des matériaux ou des process proches mais à l'échelle du laboratoire sur des technologies différentes.
	1,00		1,20	1,50	2,00
U6 : taille de l'échantillon	Supérieur à 100	Supérieur à 20	Supérieur à 10	Supérieur à 2	Inconnu
	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20

Ainsi, à l'aide cette grille et de la formule 1, une cotation de la fiabilité d'une donnée est possible. Par exemple, une donnée ayant les caractéristiques suivantes :

- Donnée non vérifiée partiellement basée sur des dires d'experts ;
- Donnée représentative de plus de 50 % des sites sur le marché considéré sur une période de temps suffisamment longue pour intégrer les fluctuations normales ;
- Moins de 3 ans de différence avec l'année de référence (2000) ;

- Donnée d'une zone inconnue OU d'une zone très différente ;
- Donnée sur des matériaux ou des process proches mais d'une technologie différente ;
- Une taille d'échantillon supérieure à 2.

D'après la matrice pedigree, cette donnée aura donc des facteurs d'incertitudes respectivement égaux pour U1, U2, U3, U4, U5 et U6 à 1,10 ; 1,02 ; 1,00 ; 1,10 ; 1,50 et 1,10.

En reprenant la formule 1, nous avons donc :

$$SD_{95} = \exp(\sqrt{([\ln(1,10)]^2 + [\ln(1,02)]^2 + [\ln(1,00)]^2 + [\ln(1,10)]^2 + [\ln(1,50)]^2 + [\ln(1,10)]^2})}) = 1,55$$

Plus cette valeur est importante, plus la fiabilité de la donnée devient faible et les incertitudes de l'étude utilisant cette donnée augmentent. Ainsi, dans DIOGEN, une cotation par classe (1, 2, 3 et 4) est donnée permettant d'estimer la fiabilité de la donnée selon la déviation obtenue.

Passons à la troisième étape de l'ACV : l'analyse de l'impact du cycle de vie.

2.1.3 Analyse de l'impact du Cycle de Vie (AICV)

L'analyse des impacts repose sur l'association des flux élémentaires recueillis lors de l'étape précédente à des impacts environnementaux.

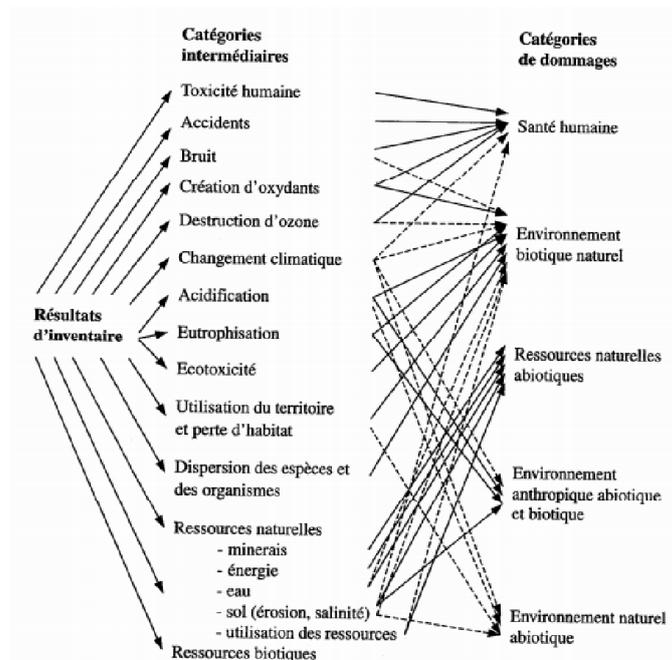


Figure 7 : Structure de l'analyse des impacts depuis les résultats d'inventaire du cycle de vie jusqu'aux catégories de dommage [Jolliet, 2005]

La figure 7 montre les étapes pour arriver aux différentes catégories d'impact à partir des résultats d'inventaire du cycle de vie pour des flux élémentaires (CO₂, CH₄, NO_x...). Ceux-ci sont transformés, dans un premier temps, en catégories d'impact intermédiaire (midpoint categories en anglais) à l'aide de facteurs de caractérisation. Ces facteurs de caractérisation retranscrivent la contribution d'un flux pour un impact environnemental donné. À noter que ces catégories sont exprimées en kg équivalent d'une substance référence représentative du phénomène. Par exemple, dans le cas du réchauffement climatique, la substance référence choisie est le dioxyde de carbone (CO₂). Il s'agit alors de transformer les flux participant au phénomène de réchauffement climatique en kgCO₂ équivalent : ainsi le dichlorométhane possède un facteur de caractérisation dans la méthode CML [Guinée, 2002] de 8,7 dans sa contribution au réchauffement climatique ce qui signifie que l'émission d'un kg de dichlorométhane correspond à l'émission de 8,7 kg de CO₂. Cette conversion est réalisée pour l'ensemble des flux contribuant aux différentes catégories d'impact.

On peut souligner quelques principes :

- Tous les différents flux élémentaires ne participent pas à une catégorie d'impact ;
- Au sein d'une catégorie d'impact, les flux contributeurs ne possèdent pas le même facteur de caractérisation ;
- Un flux élémentaire peut contribuer à différentes catégories d'impacts en ayant un facteur de caractérisation différent.

Les valeurs de ces facteurs de caractérisation sont données par des méthodes d'analyse de l'impact. Ces méthodes permettent de quantifier la contribution d'une substance à des dommages environnementaux à travers de modèles. La différence dans les modèles, que ce soit par le nombre et la nature des flux pris en compte ou dans la compréhension du devenir des différentes substances émises, résultera en des valeurs de facteurs de caractérisation différentes.

Le praticien a également la possibilité de pondérer différentes catégories intermédiaires afin d'obtenir des catégories de dommage (endpoint categories). Celles-ci représentent des sujets à protéger [Jolliet, 2005] comme la santé humaine ou les différents écosystèmes. À partir du même principe que précédemment, le résultat des catégories intermédiaires est multiplié par un facteur de caractérisation appelé facteur de caractérisation des dommages. Celui-ci correspond aux dommages par unité de la substance de référence d'une catégorie intermédiaire. On remarque sur la figure 7, qu'une catégorie intermédiaire peut contribuer à plusieurs catégories de dommages. On observe également des flèches pointillées qui correspondent à des informations entre les catégories intermédiaires et dommages qui sont encore incertaines.

Les catégories de dommages ont l'avantage de présenter plus clairement les résultats et de faciliter ainsi leur lecture notamment lorsque l'on compare deux systèmes. Cependant, étant donné qu'une étape supplémentaire est nécessaire pour agréger les catégories intermédiaires en catégories de dommages, les incertitudes sur les résultats finaux augmentent. Ces incertitudes diminuent lorsque le praticien s'arrête aux catégories

intermédiaires mais la lisibilité de l'étude peut être plus difficile lorsque ces catégories intermédiaires sont trop nombreuses.

Les principales méthodes de caractérisation sont présentées dans la partie suivante.

2.1.3.1 Les principales méthodes de caractérisation

Les principales méthodes de caractérisation sont récapitulées dans le tableau suivant :

Tableau 15 : Les principales méthodes de caractérisation				
Méthode	Caractéristiques	Nombre de catégories intermédiaires	Nombre de catégories de dommages	Source
CML	Une des méthodes les plus complètes qui s'arrête aux catégories intermédiaires.	10 ou 50	-	[Guinée, 2002]
Eco Indicator 99	Version améliorée d'Eco Indicator 1995. Se base sur des catégories de dommages pour faciliter la lecture des utilisateurs.	11	3	[Goedkoop, 2001]
Impact 2002 +	Combine catégories intermédiaires et dommages. Nouvelles méthodes pour évaluer la toxicité humaine et l'écotoxicité.	15	4	[Jolliet, 2003]
ReCiPe	Bâtie à partir de CML [Guinée, 2002] et d'Ecoindicator 99 [Goedkoop, 2009]. Utilise des catégories intermédiaires et de dommages.	18	3	[Goedkoop, 2009]

TRACI 2	Adaptée à la situation américaine (USA)	9	-	[Bare, 2011]
LIME	Adaptée à la situation japonaise.	11	4	[Itsubo, 2003]
Ecological Scarcity 2006	Adaptée à la situation suisse. Se base sur les flux actuels de polluants.	7	-	[Frischknecht, 2006]
EPS 2000	Développé pour les industriels dans le contexte suédois.	13	4	[Steen, 1999]
EDIP 2003	Développée par le Danemark. Prend en compte la sensibilité locale des écosystèmes locaux.	19	-	[Hauschild, 2003]
BEES	Utilisée pour la sélection de matériaux de construction aux États-Unis.	13	-	[Lippiatt, 2007]
USEtox	Ne prend en compte que la toxicité humaine et l'écotoxicité.	3	-	[Rosenbaum, 2008]
Cumulative Energy Demand (CED)	S'intéresse uniquement aux flux énergétiques.	6	-	[Frischknecht, 2007]

Parmi ces différentes méthodes, certaines ont été construites pour une utilisation à une échelle nationale (LIME pour le Japon ou BEES pour les États-Unis) ou à l'échelle mondiale (CML ou Impact 2002 +). D'autres se focalisent sur un type de catégories d'impact : la toxicité humaine et l'écotoxicité pour USEtox et l'énergie pour CED. Enfin, certaines méthodes proposent d'agréger les catégories intermédiaires en catégories de dommage (EcoIndicator ou ReCiPe) tandis que d'autres s'arrêtent aux catégories intermédiaires (CML ou TRACI 2).

La méthode CML existe en deux versions :

- Une première version appelée « All impact categories » qui donne 50 catégories d'impacts intermédiaires. Ce nombre important s'explique par le fait qu'il existe différentes temporalités pour une catégorie donnée. Ainsi, le « global warming potential » est disponible pour des temporalités à 50, 100 et 500 ans ;
- La deuxième version est dite « Baseline » et reprend une temporalité pour chacune des catégories d'impacts. Par exemple, pour le « global warming potential », la temporalité à 100 ans a été choisie car elle représente le consensus mondial adopté par exemple dans le protocole de Kyoto.

Des étapes facultatives, non demandées par la norme ISO 14 040 [ISO, 2006], peuvent être effectuées. Les résultats peuvent être normalisés en divisant les résultats obtenus par une valeur de référence pour caractériser l'importance du système étudié par rapport à une activité plus globale. Cette valeur de référence, même si elle est subjective, doit être choisie en cohérence avec les échelles temporelles et spatiales. Par exemple, on peut considérer la contribution moyenne d'un Français à l'effet de serre sur un an pour exprimer l'impact d'un bâtiment en habitant-année [Herfray, 2011].

Il est également possible de pondérer les catégories d'impact afin d'arriver à une note unique rendant plus aisée la comparaison entre deux systèmes possédant une unité fonctionnelle identique. Cette étape de pondération est subjective et reste donc sujet à de nombreux débats. En effet, la pondération fait intervenir un jugement de valeur pour comparer les zones de dommages : faut-il privilégier la santé humaine ou au contraire les écosystèmes qui fournissent des ressources ? Cependant, cette étape de pondération est contraire à la philosophie de l'ACV. L'ACV a été pensé pour être multicritère : il semble donc contradictoire de vouloir agréger les résultats obtenus pour en faire un résultat unique basé sur un jugement de valeurs même si cette note unique peut faciliter la prise de décision finale.

Enfin, des analyses de sensibilités peuvent être effectuées pour mesurer l'effet que peut avoir une donnée ou une méthode de caractérisation sur les résultats finaux.

Nous arrivons à la dernière étape de l'ACV : l'interprétation des résultats.

2.1.4 Interprétation des résultats

Les résultats de l'étude sont interprétés de telle manière à être cohérents avec les objectifs initialement fixés. Les étapes du cycle de vie les plus contributrices sont identifiées offrant ainsi la possibilité de réduire les impacts du système étudié. Les conclusions doivent également mettre en lumière les limites de l'étude et fournir des recommandations. Enfin, cette dernière phase doit pouvoir apporter des informations claires pour aider à la prise de décision.

Maintenant que nous avons décrit la méthodologie que nous voulons utiliser, nous allons nous intéresser au système sur lequel nous voulons l'appliquer : les chantiers de démolition.

2.2 Les chantiers de démolition

Nous allons dans un premier temps décrire les principales étapes d'un chantier de démolition avant de nous intéresser aux études réalisées dans la littérature sur les bâtiments et principalement sur leur fin de vie.

2.2.1 La norme 15 804

Cette norme introduite en 2012 puis amendée en 2013 fournit les règles cadrant la réalisation d'une DEP (Déclaration Environnementale des Produits) relatives aux produits, services et processus de construction.

Tableau 16 : Les étapes du cycle de vie d'un bâtiment

INFORMATIONS RELATIVES A L'EVALUATION DU BATIMENT																								
INFORMATIONS RELATIVES AU CYCLE DE VIE DU BATIMENT											INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES AU-DELA DU CYCLE DE VIE DU BATIMENT													
A1-A3 Étape de PRODUCTION			A4-A5 Étape du PROCESSUS DE CONSTRUCTION		B1-B7 Étape d'UTILISATION					C1-C4 Étape de FIN DE VIE				D										
A1 Approvisionnement en matériaux premiers			A2 Transport		A3 Fabrication			A4 Transport		A5 Processus de construction- installation			B1 Utilisation	B2 Maintenance		B3 Réparation	B4 Remplacement	B5 Rahabilitation	C1 Démolition/ Déconstruction	C2 Transport		C3 Traitement des déchets	C4 Élimination	D Bénéfices et charges au-delà des frontières du système
scénario			scénario		scénario			scénario		scénario			scénario	scénario		scénario	scénario	scénario	scénario		scénario	scénario	scénario	
											B6 Utilisation de l'énergie durant l'étape d'utilisation													
											scénario													
											B7 Utilisation de l'eau durant l'étape d'utilisation													
											scénario													
DEP	Du berceau à la sortie de l'usine Unité déclarée	Obligatoire													Pas de OVR									
	Du berceau à la sortie de l'usine avec option Unité déclarée/ Unité fonctionnelle	Obligatoire		Inclusion optionnelle 1) 2)		Inclusion optionnelle 1) 2)					Inclusion optionnelle 1) 2)	Inclusion optionnelle 1) 2)	Inclusion optionnelle 1) 2)	Inclusion optionnelle 1) 2)	Inclusion optionnelle 1) 2)	DVR 2)		Inclusion optionnelle						
	Du berceau à la fin de vie Unité fonctionnelle	Obligatoire		Obligatoire 1) 2)		Obligatoire 1) 2)					Obligatoire 1) 2)	Obligatoire 1) 2)	Obligatoire 1) 2)	Obligatoire 1) 2)	DVR 2)		Inclusion optionnelle							

1) Inclusion pour un scénario déclaré
2) Si tous les scénarios sont donnés

L'ensemble du cycle de vie du bâtiment est divisé en plusieurs phases :

- A1-A3 : les étapes de production ;
- A4-A5 : les étapes de processus de fabrication ;
- B1-B7 : les étapes d'utilisation ;
- C1-C4 : les étapes de fin de vie ;

- D : bénéfiques et charges au-delà du système.

En étudiant la fin de vie des bâtiments, nous nous focalisons sur les modules C1 à C4 et le module D qui sont maintenant décrits plus précisément :

- C1 : déconstruction et démolition du produit du bâtiment incluant le tri initial des matériaux sur le site ;
- C2 : transport du produit mis en rebut dans le cadre du traitement des déchets, vers un site de recyclage par exemple, et transport des déchets vers son élimination finale par exemple ;
- C3 : traitement des déchets en vue de leur réutilisation, récupération et/ou recyclage ;
- C4 : élimination des déchets y compris le prétraitement physique et la gestion du site d'élimination ;
- D : le module D permet de prendre en compte les bénéfices et les charges possibles de la réutilisation et du recyclage en fin de vie.

2.2.2 Description du système

Les chantiers de démolition se décomposent en plusieurs étapes présentées sur la figure 8 suivante :

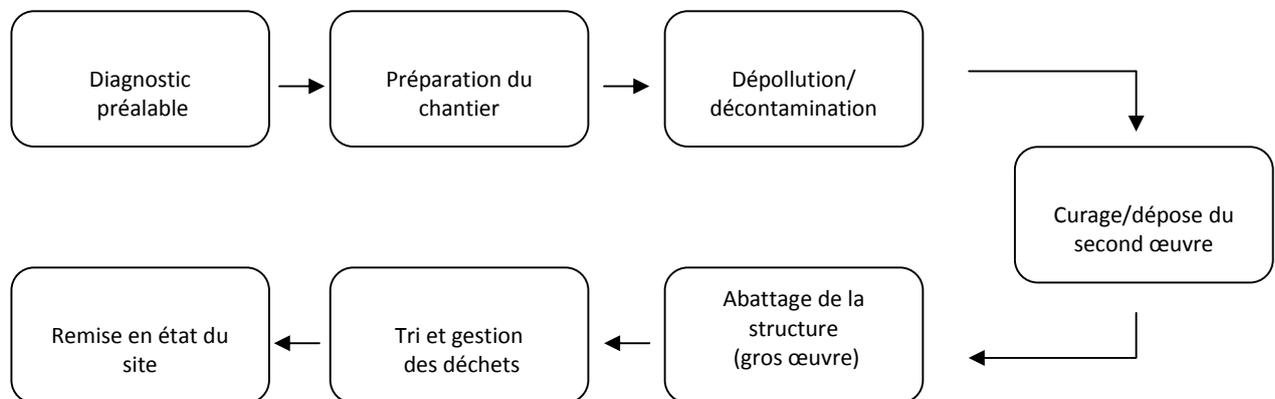


Figure 8 : Les différentes étapes d'un chantier de démolition [ADEME, 2003; ASURET, 2010]

Les différentes étapes figurant ci-dessus sont maintenant détaillées.

- **Diagnostic préalable** : étude permettant d'évaluer la nature, la quantification et la localisation des matériaux, des équipements et des déchets résiduels. Ce diagnostic demandé aux maîtres d'ouvrage doit également fournir des informations sur la stratégie de gestion des déchets : les possibilités de réemploi, les filières de valorisation ou les lieux d'élimination. Cette étude a été rendue obligatoire pour les bâtiments dont la surface hors œuvre brute est supérieure à 1 000 m² et pour les installations ayant accueilli une activité agricole, industrielle ou commerciale et ayant

été le siège d'une utilisation, d'un stockage, d'une fabrication ou d'une distribution de matières dangereuses. Les détails de ce diagnostic sont contenus dans le Code de la construction et de l'habitation dans les articles R111-43 à R111-49 [Code de la construction et de l'habitation, 2014] ;

- Préparation du chantier : mise en place des clôtures, des aires de stockage et d'évacuation, des mesures de réduction des nuisances sonores... ;
- Dépollution/décontamination : retrait de l'ensemble des déchets dangereux tels que l'amiante par obligation réglementaire et afin de protéger la santé des ouvriers ;
- Curage du second œuvre : dépose des éléments du second œuvre c'est-à-dire les portes, les canalisations, les revêtements aux sols... ;
- Abattage de la structure : démolition du gros œuvre du bâtiment à l'aide des techniques citées dans le chapitre précédent ;
- Tri et gestion des déchets : tri potentiellement réalisé directement sur le chantier que ce soit manuellement ou mécaniquement avant d'envoyer dans les filières dédiées. Cela peut être des plateformes de traitement des déchets, des centres de recyclage ou des décharges. Cela dépendra de la quantité et de la qualité des flux de matières, du coût, des distances de transport et des opportunités locales de valorisation ;
- Remise en état du site : remblaiement des sous-sols, désinstallation du chantier.

Maintenant que les étapes du chantier ont été détaillées, nous présentons la revue bibliographique effectuée sur les analyses de cycle de vie appliquées aux bâtiments et particulièrement sur la fin de vie.

2.2.2.1 La fin de vie des bâtiments d'un point de vue ACV dans la littérature

Ces dernières années, l'outil ACV a été appliqué aux bâtiments dans de nombreuses études principalement sur des immeubles collectifs en béton [Blengini, 2009 ; Martinez, 2013]. On retrouve également des bâtiments commerciaux ainsi que des immeubles de bureaux construits également en béton [Junnila, 2003 ; Kofoworola, 2008]. Seul un faible nombre d'études s'est préoccupé de bâtiments avec des structures en bois et en acier [Adalberth, 2001].

En théorie, l'ACV est utilisée avec une approche dite « du berceau à la tombe ». Cela signifie pour un bâtiment de prendre en compte les impacts de la fabrication des matériaux, de la construction de l'édifice, de la phase d'occupation, de sa maintenance et de sa fin de vie ainsi que toutes les phases de transport associées à ces étapes.

Appliquée à des bâtiments dits « conventionnels », les résultats des études montrent que la phase d'occupation qui englobe notamment le chauffage, la climatisation et l'éclairage a la contribution relative la plus importante entre 70 et 90 % selon les catégories d'impact [Adalberth, 2001 ; Blengini, 2009]. La phase de production des matériaux présente entre 10 et 20% des impacts restants, les contributions de la construction, de la maintenance et de la démolition sont considérées comme marginales [Adalberth, 2001 ; Kofoworola, 2008 ; Kua, 2012].

Les catégories d'impacts sélectionnées dans ces études sont relativement identiques d'une étude à l'autre. Les flux énergétiques se retrouvent tout au long du cycle de vie d'un bâtiment (que ce soit le fioul pour les engins de construction et de démolition ou l'électricité pour la phase d'occupation), il est donc pertinent d'estimer spécifiquement les quantités d'énergie mises en jeu dans le système étudié. Certains articles se concentrant uniquement sur l'énergie [Citherlet, 2007 ; Kofoworola, 2009], il est alors difficile de parler d'une réelle ACV. En effet, l'une des caractéristiques de l'ACV est d'être multicritère.

D'autres catégories d'impact sont aussi largement utilisées dans les diverses études parmi lesquelles : le réchauffement climatique, l'acidification, l'eutrophisation, la formation d'ozone photochimique et la déplétion de l'ozone stratosphérique [Adalberth 2001 ; Blengini 2010].

La phase de démolition n'est pas toujours intégrée dans les études ACV. Deux principales raisons sont évoquées :

- Au moment de l'étude le devenir des futurs déchets n'est pas connu : les bâtiments ont en effet une durée de vie comprise entre 50 et 100 ans selon les études. Prévoir la gestion future se révèle alors un exercice difficile et source d'incertitudes [Guggemos, 2005, Arena, 2003] ;
- Les bénéfices du recyclage ou de la réutilisation des déchets doivent être comptabilisés dans le cycle de vie les utilisant : dans ce cas c'est un choix méthodologique [Guggemos, 2005].

Lorsqu'elle est intégrée, la phase de démolition est souvent décomposée en deux processus : la démolition de la structure (curage et abattage) et le transport des déchets générés [Scheuer, 2003 ; Bullard III, 1975]. Cela implique donc une modélisation de la consommation de fioul des machines de démolition et celle du transport des déchets, que ce soit vers les décharges ou les centres de recyclage. Les impacts dus à l'enfouissement de ces déchets ou ceux du recyclage sont généralement exclus du système [Kofoworola, 2008]. La contribution de la phase de démolition d'un bâtiment est considérée comme marginale. En effet, la contribution relative de la fin de vie est estimée inférieure à 1 % lorsqu'un chiffrage est explicitement donné par les auteurs [Kua, 2012].

La gestion des déchets est prise en compte dans quelques études [Blengini, 2009]. Blengini a réalisé l'ACV d'un bloc d'appartements résidentiels tout au long de leur cycle de vie avec la particularité d'être réalisée non pas au moment de la conception ou de la construction mais lors de la phase de démolition. Les incertitudes se situent donc au niveau des hypothèses pour modéliser les phases de production des matériaux et de la construction. Ce groupe de bâtiments a été abattu aux moyens d'explosifs et un tri des déchets a permis de séparer les différents déchets. Son étude s'est focalisée sur le recyclage du béton et de l'acier pour lequel la méthode des impacts évités a été utilisée. Ainsi, leur recyclage a permis d'éviter la production de granulats naturels et d'acier primaire engendrant alors des bénéfices pour l'environnement et une contribution négative de la fin de vie.

Cette même méthode (« les impacts évités ») a été appliquée pour l'étude du cycle de vie d'un bâtiment « conventionnel » et d'un bâtiment à basse consommation (BBC) [Blengini, 2010]. Pour les deux structures, les résultats ont montré une contribution négative de la phase de démolition. De plus, l'étude spécifique du BBC a permis d'observer un changement dans les contributions relatives des différentes phases. La contribution de la phase d'occupation se situe aux alentours de 90 % pour un bâtiment « conventionnel » alors que dans le cas du BBC son utilisation est responsable d'environ 50 % des impacts. Couplé avec une diminution des impacts globaux, les contributions relatives des autres phases augmentent notamment celle de la production des matériaux de construction.

Enfin, certaines études se sont concentrées uniquement sur la fin de vie. Ainsi, la gestion de la fin de vie d'une caserne militaire constituée de baraquements en bois a été étudiée [O'Brien, 2006]. L'objectif de cette étude était d'estimer les bénéfices d'une déconstruction de ces bâtiments et d'identifier quel serait le meilleur compromis entre une démolition mécanique rapide qui diminue la qualité des éléments récupérés et une déconstruction plus poussée qui permet de conserver, jusqu'à un certain point, l'intégrité des composants déconstruits. Quatre scénarios ont été distingués : une démolition 100 % mécanique, une déconstruction manuelle totale et deux autres scénarios associant ces deux techniques. Les scénarios impliquant une déconstruction poussée présentent les impacts les plus faibles à conditions que les éléments récupérés soient réutilisés dans un rayon de 30 kilomètres.

Sara et al. [Sara, 2000] se sont également focalisés sur la fin de vie des bâtiments en comparant une démolition traditionnelle, où les déchets sont envoyés en décharge avec des techniques de démolition/déconstruction dont l'objectif est de réutiliser et de recycler un maximum de matériaux. Les résultats ont montré que la démolition traditionnelle présentait des impacts plus importants, à hauteur de 10 %, que l'association démolition sélective/déconstruction. Cependant, comme elle a été réalisée entre 1998 et 2000, les données utilisées sont anciennes et les résultats doivent donc être pris avec précaution. À noter que cette dernière étude a utilisé la méthode des impacts évités afin de quantifier les bénéfices de la réutilisation et du recyclage des composants récupérés.

2.3 Application dans un cas pratique de chantiers

Cette première simulation se base sur le guide de l'ADEME « Déconstruire les bâtiments » [ADEME, 2003]. Dans cette parution se trouvent 10 études de cas sur la démolition/déconstruction de bâtiments, principalement des logements collectifs. L'étude de cas n°3 porte sur la démolition de la Résidence Henri Desbals à Toulouse. Réalisée en 1999, cette opération a été l'occasion de comparer deux techniques : une démolition traditionnelle et une déconstruction. Pour être conforme au vocabulaire défini dans la partie 1.6 du chapitre 1, il faut préciser qu'il s'agit en réalité d'une comparaison entre une démolition traditionnelle et une démolition sélective. En effet, les déchets récupérés n'avaient pas vocation à être réemployés ou réutilisés mais à être recyclés.

Les images suivantes illustrent les deux méthodologies :



Illustration 8 : démolition traditionnelle (à gauche) et démolition sélective (à droite) [ADEME, 2003]

La première image, à gauche, illustre la technique de démolition traditionnelle où une pelle hydraulique est en train d'abattre le bâtiment : l'ensemble des matériaux le constituant se retrouvant mélangé. Les deux images de droite représentent la démolition sélective des logements où avant l'abattage de la structure différents matériaux ont été séparés : sur la première on voit que le parquet en bois a été déposé ; la deuxième image montre une benne remplie de métaux.

Chacune de ces deux méthodes a été appliquée sur deux volumes identiques constitués chacun de 40 logements. Les habitations possèdent une structure en béton armé ; les fondations, murs enterrés et planchers sont en béton ; les charpentes sont en béton et en bois et la couverture en plaques d'amiante-ciment ; les murs sont composés d'un parement extérieur, de briques et d'une isolation mousse et plâtre.

2.3.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première étape est décrite de manière commune aux deux systèmes dans les parties suivantes.

2.3.1.1 Objectif et champ de l'étude

Dans le cadre de ces travaux de thèse, une première étude a été menée sur un chantier de démolition où deux techniques de démolition ont été utilisées. Les objectifs de cette ACV sont :

- Analyser les phases les plus contributrices des deux systèmes en vue de diminuer leur impact global ;
- Identifier les paramètres importants de chacun des systèmes ;
- Réaliser une analyse comparative des deux systèmes.

2.3.1.2 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle choisie pour nos deux systèmes est identique : « Démolir un lot de 40 logements d'un immeuble collectif ».

La comparaison sera menée en conformité avec la norme EN 15 804. Cette norme permet de réaliser des Déclarations Environnementales de Produit (DEP) pour tout produit et service de construction. Les différentes étapes du cycle de vie sont décrites. Lorsque l'on se focalise sur la fin de vie, 4 phases sont mentionnées : la déconstruction/démolition, le transport jusqu'au traitement des déchets, le traitement des déchets en vue de leur réutilisation, récupération et/ou recyclage et enfin l'élimination des déchets. La mise à disposition et le transport de tous les matériaux et produits et l'utilisation de l'eau et de l'énergie associée doivent également être pris en compte.

2.3.1.3 Frontières du système

Cette étude se focalise sur la fin de vie de bâtiments et s'articule donc autour de deux points importants : les activités du chantier de démolition et la gestion des déchets. Les données manquantes et/ou ayant fait l'objet d'hypothèses de travail seront clairement indiquées.

Sont exclus du système :

- L'ensemble des procédés relatifs à la production des matériaux constitutifs du bâtiment démolé (extraction des matières premières, besoins énergétiques...) ainsi qu'à leur transport. Cette exclusion s'élargit à l'ensemble des phases de cycle de vie du bâtiment antérieures à la démolition (utilisation, maintenance, réparation...);
- Le transport des ouvriers et leur vie sur chantier ;
- L'acheminement des engins de démolition ;
- La phase de désamiantage.

La phase de désamiantage est une étape réglementairement nécessaire que l'on suppose identique quelle que soit la technique de démolition utilisée. Or, lors d'une analyse comparative qui est l'un des objectifs de notre étude, les processus identiques peuvent être exclus sans modifier les résultats finaux. Cependant, si deux produits ne diffèrent que d'un module contribuant extrêmement faiblement aux impacts finaux, les résultats doivent être interprétés avec précaution.

Enfin, aucune des règles de coupure n'a été appliquée. Lorsque certains procédés sont volontairement exclus comme le désamiantage, une justification sera donnée.

2.3.1.4 Les règles d'allocation

Aucune allocation n'a été nécessaire durant cette étude.

2.3.1.5 Logiciel de calcul et base de données

Les différentes modélisations ont été réalisées sur le logiciel SimaPro version 7.3.3 [Goedkoop, 2010] qui est un des logiciels ACV de référence, développé par Pré Consultants aux Pays-Bas. La base de données Ecoinvent [Frischknecht, 2007] intégrée dans SimaPro a été utilisée car elle est considérée comme l'une des plus complètes et permet au besoin d'adapter les modules disponibles à notre étude de cas. Lorsqu'un module Ecoinvent sera cité dans ce mémoire, il sera intégré en italique et cité en anglais comme on le retrouve dans la base de données.

2.3.1.6 Choix des catégories d'impact et des méthodes d'évaluation

Dans le cadre de ces deux études, trois méthodes d'évaluation ont été utilisées : la Cumulative Energy Demand (CED), CML et EDIP.

D'abord, les engins de démolition présents sur le chantier consomment du carburant qui est le principal flux entrant dans le système. Nous avons opté de calculer cette consommation énergétique par la méthode « Cumulative Energy Demand » [Frischknecht, 2007]. Cette méthode se focalise sur l'énergie et donne la contribution des différents flux énergétiques par l'intermédiaire de facteurs de caractérisation dans 6 catégories :

- Les ressources non renouvelables fossiles ;
- Les ressources non renouvelables nucléaires ;
- Les ressources non renouvelables de la biomasse ;
- Les ressources renouvelables de la biomasse ;
- Les ressources renouvelables éoliennes, solaires et géothermiques ;
- Les ressources renouvelables hydrauliques.

Chacune de ces 6 catégories d'impacts sont exprimées en Méga Joules (MJ). Afin de réduire leur nombre, ces catégories d'impacts sont additionnées dans une nouvelle catégorie que l'on appellera « Energie primaire totale ».

Ensuite, les chantiers de démolition génèrent de nombreux déchets qu'il est intéressant de comptabiliser. La catégorie « Bulk waste » présente dans la méthode EDIP a été sélectionnée car elle intègre un nombre important de flux de déchets (environ 80) de nature variée (métal, plastique, verre...).

De plus, notre étude se situant dans le contexte français, lors de la consommation d'électricité nous avons choisi dans notre modélisation le mix électrique français (ensemble des moyens de production mis en œuvre pour produire l'électricité). Ce mix se caractérise par une part importante du nucléaire (environ 75 %) générant des déchets radioactifs. Ceux-ci sont intégrés dans la catégorie d'impact « Radioactive waste » également présente dans la méthode EDIP.

Enfin, les 10 catégories d'impacts présentes dans la méthode CML [Guinée, 2002] ont été choisies : l'épuisement des ressources naturelles (abiotic depletion), l'acidification, l'eutrophisation (eutrophication), le réchauffement climatique (global warming), destruction de la couche d'ozone stratosphérique (ozone layer depletion), la toxicité humaine (human toxicity), l'écotoxicité aquatique (Fresh water aquatic depletion), l'écotoxicité marine (marine aquatic ecotoxicity), l'écotoxicité terrestre (terrestrial ecotoxicity) et l'oxydation photochimique (photochemical oxidation).

L'ensemble de ces méthodes de calcul est présenté plus en détails dans l'annexe 1 et récapitulés dans le tableau 17 :

Tableau 17 : Récapitulatif des catégories d'impact et des méthodes sélectionnées		
Catégories d'impact	Unité	Méthode
Énergie primaire totale	MJ	Cumulative Energy Demand (CED)
Déplétion des ressources	kg Sb équivalent	CML
Acidification	kg SO ₂ équivalent	CML
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ équivalent	CML
Réchauffement climatique	kg CO ₂ équivalent	CML
Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 équivalent	CML
Toxicité humaine	kg 1,4 – DB équivalent	CML
Ecotoxicité (aquatique, marine et terrestre)	kg 1,4 – DB équivalent	CML
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₄ équivalent	CML
Déchets en vrac	kg	EDIP
Déchets radioactifs	kg	EDIP

2.3.2 Inventaire du cycle de vie

Les chantiers de démolition sont des systèmes d'études ayant pour caractéristiques des flux entrants principalement énergétiques (notamment du fioul) et des flux sortants composés des différentes natures de flux de déchets. Ceux-ci sont alors transportés vers leurs exutoires respectifs.

2.3.2.1 Démolition traditionnelle

Le système modélisé est représenté sur la figure 9 :

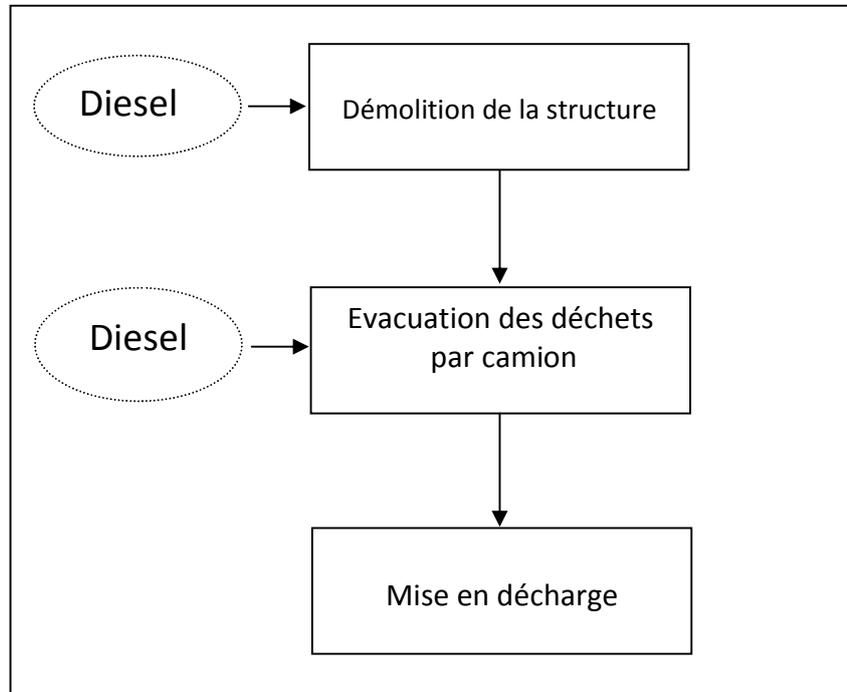


Figure 9 : Frontières du système "Démolition traditionnelle"

Avant le début de toute opération de démolition, l'ensemble des composants amiantés a été déposé par une entreprise spécialisée. Cependant, comme stipulé dans la partie 2.3.1.3, cette phase de désamiantage n'apparaît pas sur la figure 9. De plus, le terme « démolition » a été privilégié à celui d'« abattage de la structure ». En effet, l'abattage de la structure a été défini dans la partie 2.2.2 comme « la démolition du gros œuvre » après la phase de curage. Or, dans ce premier scénario, aucun curage n'a été réalisé et le second œuvre a été mélangé avec le gros œuvre. La première étape du chantier a donc été appelée « démolition de la structure ». Le chantier a duré 5 semaines au total dont une semaine pour le désamiantage réalisé par une équipe de 4 ouvriers.

L'entreprise chargée de la démolition a réalisé l'opération en 13 jours ouvrables à l'aide d'une pelle hydraulique équipée d'un godet. Cette même pelle s'occupait également du chargement des camions chargés de l'évacuation des déchets. Seule une faible quantité de métal a été récupérée (aucune quantification n'est donnée) sinon aucun tri des déchets n'a été effectué. Ces déchets de démolition mixés ont été acheminés vers une gravière appartenant à l'entreprise où ils ont été disposés en vrac. Cette évacuation des déchets a été faite en 8 jours à raison de 7 rotations de 30 kilomètres par jour par 5 camions.

La modélisation schématisée sur la figure 6 s'organise donc autour de 3 processus unitaires : l'énergie utilisée lors de l'abattage des bâtiments, le transport et la gestion des déchets. Ces deux premiers processus unitaires se caractérisent par du diesel en flux entrant.

Une description de ces différents modules sera réalisée dans les paragraphes suivants.

2.3.2.1.1 Démolition de la structure

La pelle hydraulique a consommé du carburant pendant toute la durée de son fonctionnement, c'est-à-dire 13 jours. Cependant, aucune quantification n'a été réalisée lors de cette étude. La quantité totale de diesel utilisée a donc fait l'objet d'hypothèses. En considérant une consommation de 30 L de carburant par heure [Société Loisyloc, 2014] et un fonctionnement estimé à 8 heures par jour on peut estimer la quantité de diesel à 3120 L. Le processus « *Diesel burned in building machine* » de la base Ecoinvent a été choisi.

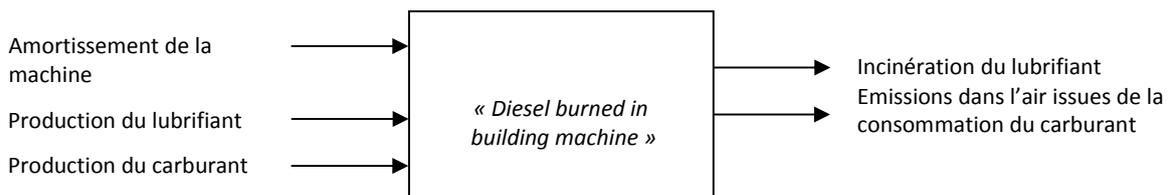


Figure 10 : Description du module Ecoinvent "Diesel burned in building machine"

Le module présenté sur la figure 10 prend en compte l'amortissement de la production de la machine de chantier, la fabrication et l'incinération du lubrifiant, la production du carburant et enfin les émissions liées à sa consommation. Les procédés amont sont situés à gauche de la figure tandis que les procédés en aval sont à droite.

Ce module est exprimé en MJ, il faut donc utiliser la masse volumique pour passer d'un volume à une masse et le PCI (Pouvoir Calorifique Inférieur) afin de convertir les kg en MJ. En prenant une masse volumique de 0,84 kg/L et un PCI de 43 000 MJ [AFNOR, 2006] par tonne on trouve 112 695 MJ.

2.3.2.1.2 Évacuation des déchets

Cinq camions ont effectué les rotations du chantier vers l'exutoire final à raison de 1 050 km par jour durant 8 jours [ADEME, 2003]. En prenant en compte les sept rotations journalières par camion, on obtient une distance chantier-décharge de 15 km. Le procédé Ecoinvent « *Transport, lorry 16-32 t, EURO 4* » a été sélectionné.



Figure 11 : Description du module Ecoinvent "Transport, lorry 16-32t, EURO 4"

Comme le montre la figure 11, l'amortissement des infrastructures, la production du carburant ainsi que les émissions liées à la phase de transport proprement dite sont intégrées dans ce module.

Le terme « EURO 4 » correspond à une norme d'émissions respectée par le camion. Ainsi, depuis 1990, des réglementations de plus en plus exigeantes ont été introduites. Les poids lourds, bus et cars doivent, lors de leur mise en circulation, respecter les valeurs limites pour certains types d'émissions. La base Ecoinvent donne la possibilité de modéliser des camions respectant les réglementations « EURO 3 », « EURO 4 » et « EURO 5 ». Nous avons opté pour un camion « EURO 4 » comme compromis. En effet, cela revient à considérer que les camions utilisés ne sont pas ni neufs ni trop vétustes.

Enfin, le module s'exprime en tkm c'est-à-dire une quantité transportée multipliée par la distance qu'elle a parcourue. Dans notre cas, 2 935 t transportées sur 15 km soit 44 025 tkm.

2.3.2.1.3 Mise en décharge

Les sept camions ont déversé en vrac leur chargement dans une gravière appartenant à l'entreprise. En première approche, étant donné la part importante de béton dans la composition finale des déchets (96 % en masse), le processus choisi est « *disposal, concrete, 5% water, to inert material landfill* » pour les 2 935 t considérées. Ce dernier chiffre n'est pas donné dans la partie démolition traditionnelle. Pour pallier ce manque, nous avons utilisé les valeurs de la démolition sélective qui sont détaillées dans le fascicule. Cette comparaison étant réalisée sur des lots identiques de 40 logements collectifs, cette extrapolation paraît réaliste.

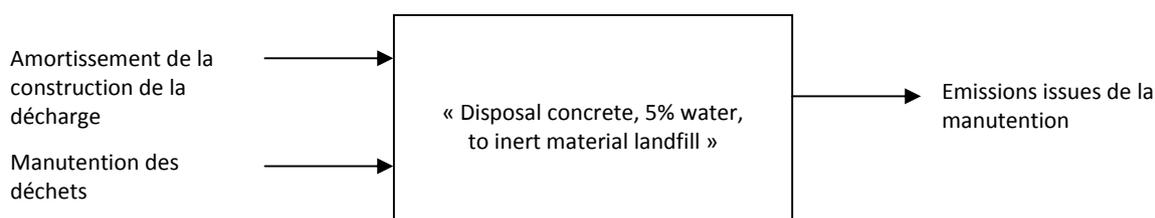


Figure 12 : Description du module Ecoinvent "*Disposal concrete, 5% water, to inert material landfill*"

Seuls les impacts engendrés par la construction de la décharge et ceux liés à la manutention des déchets (i.e. de la consommation de carburant) sont modélisés, comme on peut le voir sur la figure 12.

Passons maintenant à la démolition sélective.

2.3.2.2 Démolition sélective

L'ensemble des postes considérés est donné par la figure 13 :

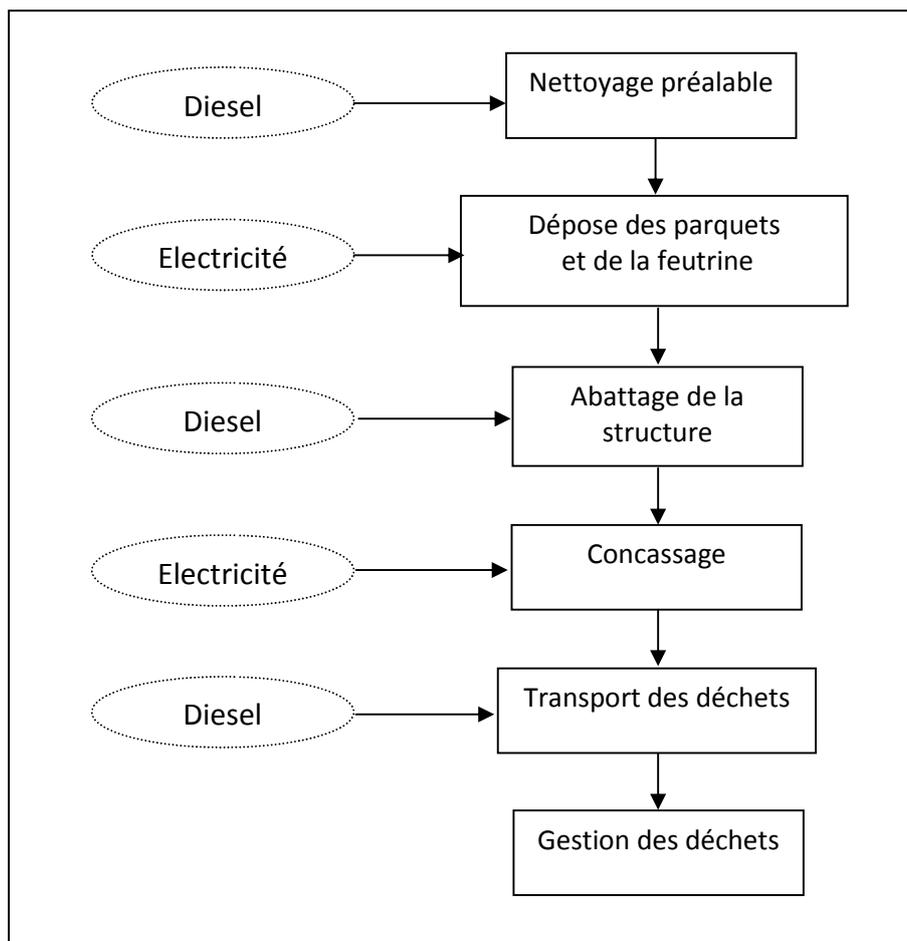


Figure 13 : Frontières du système "Démolition sélective"

Préalablement à toute opération de démolition, une étude de quantification des matériaux a été menée afin de mettre au point le mode opératoire. Après avoir enlevé les déchets ménagers laissés par les particuliers, la phase de dépose a pu démarrer. La feutrine et les parquets ont été enlevés à l'aide d'une décolleuse à moquette. La laine de verre, la couverture en amiante ciment et les menuiseries intérieures sont les autres éléments déposés avant l'abattage de la structure. Les enduits de plâtre n'ont pas été enlevés avant l'abattage à cause d'un coût trop important. Cependant, une fois la structure abattue, les déchets inertes exempts de plâtre ont été concassés séparément des déchets inertes liés au plâtre. Une fois le bâtiment démolit, l'ensemble des éléments métalliques a été séparé des autres déchets notamment par le concassage des déchets minéraux. La durée effective des travaux fut de 14 semaines (pour rappel la démolition traditionnelle avait duré environ 3 semaines). Cette démolition sélective avait pour objectif de recycler un maximum de matériaux. Ainsi, un taux de recyclage de 92 % a été atteint pour les DIB (Déchets Industriels Banals) et les déchets inertes ont été valorisés.

Une description de ces différents modules sera réalisée dans les paragraphes suivants.

2.3.2.2.1 Nettoyage préalable

Ce nettoyage préalable a consisté à enlever les déchets ménagers en mélange laissés par les particuliers, que ce soit à l'intérieur ou à l'extérieur du bâtiment. L'utilisation d'un chargeur

mécanique avec un bras télescopique a permis leur évacuation. Aucun détail sur la durée ou la consommation énergétique n'est mentionné. L'hypothèse d'une durée de 2 jours a été posée avec un chargeur mécanique consommant 28 L par heure [Société Loisyloc, 2014]. Tout comme pour l'abattage de la structure de la démolition traditionnelle, les mêmes étapes de conversion sont suivies afin d'aboutir à 16 182 MJ de « *Diesel burned in building machine* ».

2.3.2.2.2 Dépose des parquets et de la feutrine

Cette étape a été effectuée à l'aide d'une décolleuse à moquette. À l'aide de la quantification des différents composants du bâtiment, nous obtenons 6 449 m² (2*2 852 m² pour le parquet bois et la feutrine et 745 m² pour les sols souples). En considérant un rendement de 40 m² par heure et une puissance de 2 kW [Kiloutou, fiche 2015], on obtient 324 kWh nécessaires à cette dépose modélisés par « *Electricity, medium voltage, at grid/FR* ».

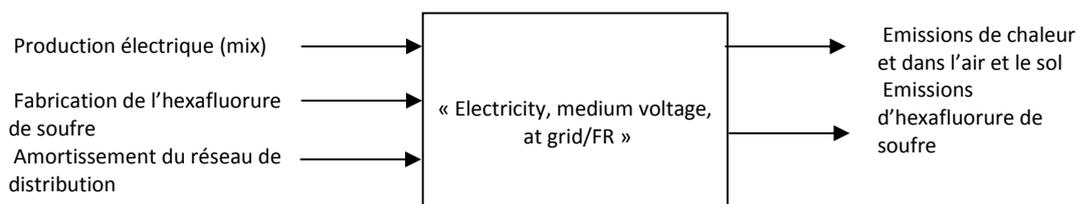


Figure 14 : Description du module Ecoinvent "Electricity, medium voltage, at grid /FR »

La figure 14 décrit les processus pris en compte dans ce module électrique : la production électrique issue des différents moyens de production disponibles (nucléaire, éolien, gaz...), la fabrication de l'hexafluorure de soufre utilisée dans les constructions électriques et l'amortissement du réseau de distribution. En sortie, on retrouve principalement des émissions de chaleur ainsi que les émissions d'hexafluorure de soufre.

2.3.2.2.3 Abattage de la structure

À défaut d'avoir des informations plus précises, nous supposons que l'abattage de la structure est similaire à la démolition traditionnelle, que ce soit en termes d'engins utilisés, de consommation de carburant ou de durée envisagée. Ainsi, nous utilisons le même procédé Ecoinvent « *Diesel burned in building machine* » avec la quantité de carburant associée, soit 112 695 MJ.

2.3.2.2.4 Concassage

Les déchets minéraux issus de l'abattage ont été broyés par un concasseur d'une puissance de 220 kW et d'une capacité de 100 t par heure munis d'un over-band (tri magnétique) pour séparer les armatures du béton. 2 825 t ont donc été concassées, soit une quantité totale d'électricité de 6 215 kWh nécessaires à cette opération. Le chantier étant situé en France, le processus « *Electricity, medium voltage, at grid/FR* » a été utilisé.

2.3.2.2.5 Transport et gestion des déchets

Contrairement à la première méthode, les déchets sont évacués vers des exutoires différents. Les distances entre le chantier et le site de dépôt sont notifiées dans l'étude de cas du guide. Cependant, dans certains cas, comme celui des métaux, le site de dépôt est probablement différent de l'exutoire final : les distances totales peuvent être donc sous-estimées. Dans un premier temps, afin de simplifier la modélisation, aucune hypothèse n'est émise pour combler ce manque de données.

Voici un récapitulatif des distances parcourues par les différents déchets ainsi que leurs exutoires finaux :

- Les 1 500 t de déchets minéraux exempts de plâtre qui ont été concassés ont servi pour le remblaiement des fondations ne demandant donc aucun transport ;
- Les 1 325 t restantes de déchets inertes ont été acheminées à Toulouse parcourant 23 km afin d'être revendues aux agriculteurs pour la création de fonds de voies de chemins agricoles ;
- Les 50 t de métaux récupérées ont été évacuées vers Toulouse à 5 km du chantier. L'acier a été recyclé dans une aciérie du Pays Basque espagnol. Toutefois, le kilométrage n'est pas connu. Pour combler ce manque, nous sommes allés rechercher sur le site de l'AFCAB, l'organisme de certification des aciers pour béton les aciéries présentes au Pays Basque espagnol. Trois sites sont référencés : Valle de Trapagaran, Zumarraga et Azpeitia situés respectivement à 452, 395 et 385 km de Toulouse, soit une moyenne de 411 km. Nous considérons une distance de transport de 416 km pour la ferraille ;
- Les 31 t de bois ont été amenées dans les Landes en vue d'un broyage et d'un recyclage en panneaux de particules (distance de 273 km) ;
- Une tonne de verre a pris la direction du Tarn pour être recyclée (distance de 60 km) ;
- 7 t de DIB n'ont pas trouvé de filière de valorisation et ont été éliminées en décharge de classe 2 (DIB mélangés, feutrine, laine de verre...) à 51 km ;
- Les 21 t de déchets ménagers issues du nettoyage préalable ont été envoyées dans une décharge de classe 2 à 51 km.

L'ensemble de ces distances a été parcouru par un camion « *transport, lorry 16-32 t, EURO4/RER* » dont la description plus détaillée a été faite sur la figure 11.

De plus, les déchets ménagers et les DIB ont été enfouis dans une décharge de classe 2 modélisée par le module « *Disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to sanitary landfill/CH U* » décrit sur la figure 15 :

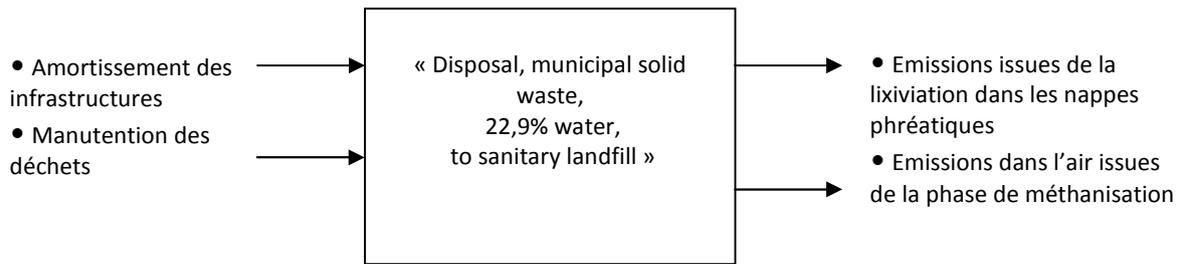


Figure 15 : Description du module "Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill"

Un grand nombre de processus et de flux sont intégrés dans ce module de décharge. Seuls les principaux ont été cités sur la figure 12 : on retrouve l'amortissement de la décharge ainsi que la manutention des déchets. La modélisation de ce type de décharge prend également en compte les émissions liées aux phases de méthanisation et de lixiviation. Les lixiviats sont récupérés les 100 premières années de la phase d'utilisation de la décharge et sont ensuite traités dans d'autres installations. L'amortissement de ces installations, les différents traitements ainsi que les phases de transport font partie de ce système.

2.3.3 Analyse des résultats

Les scénarios de référence décrits ci-dessus ont été modélisés sur le logiciel SimaPro 7.3.3 et à l'aide de la base de données Ecoinvent 2.2. Les résultats sont présentés dans la partie suivante.

2.3.3.1 Démolition traditionnelle

Le tableau 18 récapitule les modules Ecoinvent sélectionnés dans le cadre de la modélisation de la démolition traditionnelle.

Processus	Module Ecoinvent	Quantité
Démolition de la structure (consommation de la pelle hydraulique en carburant)	« diesel burned in building machine/GLO »	112 695 MJ
Transport des déchets	« Transport, lorry 16-32t, EURO 4 »	44 025 tkm
Mise en décharge	« Disposal, concrete, 5% water, to inert landfill /CH»	2 935 t

Une fois rentrées dans le logiciel SimaPro, ces données donnent les résultats suivants présentés sur la figure 16 :

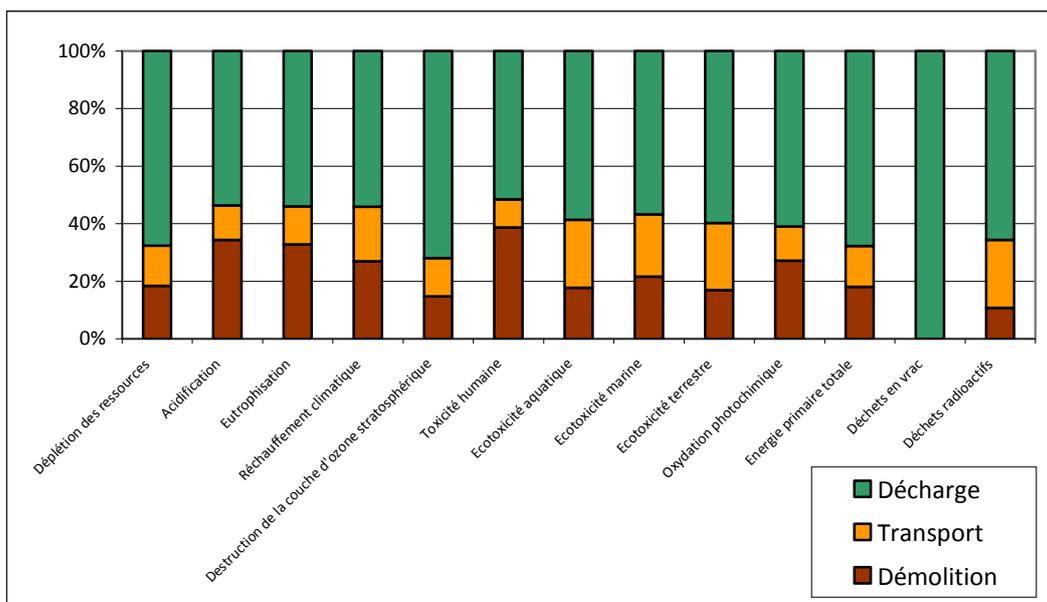


Figure 16 : Impacts environnementaux de la démolition traditionnelle

Dans l'ensemble des catégories d'impact considérées, la mise en décharge des différents éléments démolis est l'étape la plus impactante dans cette première méthodologie : elle représente à minima 50 % des contributions totales (52 % pour la catégorie « toxicité humaine ») et atteint une contribution de 72 % pour la catégorie « ozone layer depletion ». Ceci est dû au fait que les 2 935 t de déchets ont été mises en décharge. À l'intérieur de ce processus de décharge, les flux les plus contributeurs sont ceux dus à l'amortissement de la construction de l'infrastructure, notamment la production du bitume et le transport des différents matériaux utilisés pour la fabrication de la décharge tous les deux fortement coûteux en énergie.

Il serait intéressant de procéder à une analyse de sensibilité sur le module de décharge afin d'étudier la variation selon le processus Ecoinvent choisi.

De plus, le site d'enfouissement appartenant à l'entreprise se situe à 15 km. En France, la moitié des chargements de déchets inertes parcourent moins de 20 km [ADEME, 2012] ce qui est en cohérence avec l'analyse statistique faite dans le guide ADEME [ADEME, 2003]. Dans cette dernière, la distance moyenne parcourue dans les 10 études de cas pour l'évacuation des déchets inertes se situe entre 0 et 30 km. Cette distance de 15 km permet donc de limiter les impacts du poste « transport ». Cependant, l'évacuation des déchets a été organisée sous forme de rotations induisant un grand nombre de retours, probablement à vide, qui n'ont pas été intégrés dans la simulation. Une alternative pour prendre en compte ces retours sera montrée dans le chapitre 3.

Passons maintenant aux résultats concernant la démolition sélective.

2.3.3.2 Démolition sélective

Le tableau 19 présente les modules Ecoinvent choisis pour cette deuxième modélisation :

Nettoyage préalable	Chargeur mécanique	16 182 MJ	« Diesel, burned in building machine »
Dépose parquets et feutrine	Décolleuse à moquette	324 kWh	« Electricity, medium voltage, production FR, at grid »
Abattage	Pelle hydraulique	112 695 MJ	« Diesel, burned in building machine »
Concassage	Concasseur sur chantier	6215 kWh	« Electricity, medium voltage, production FR, at grid »
Mise en décharge	Décharge	28 t	« Disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to sanitary landfill »
Transport	Camion	61 289 tkm	« Transport lorry 16-32t, EURO 4»

Les résultats pour la démolition sélective sont donnés sur la figure 17 :

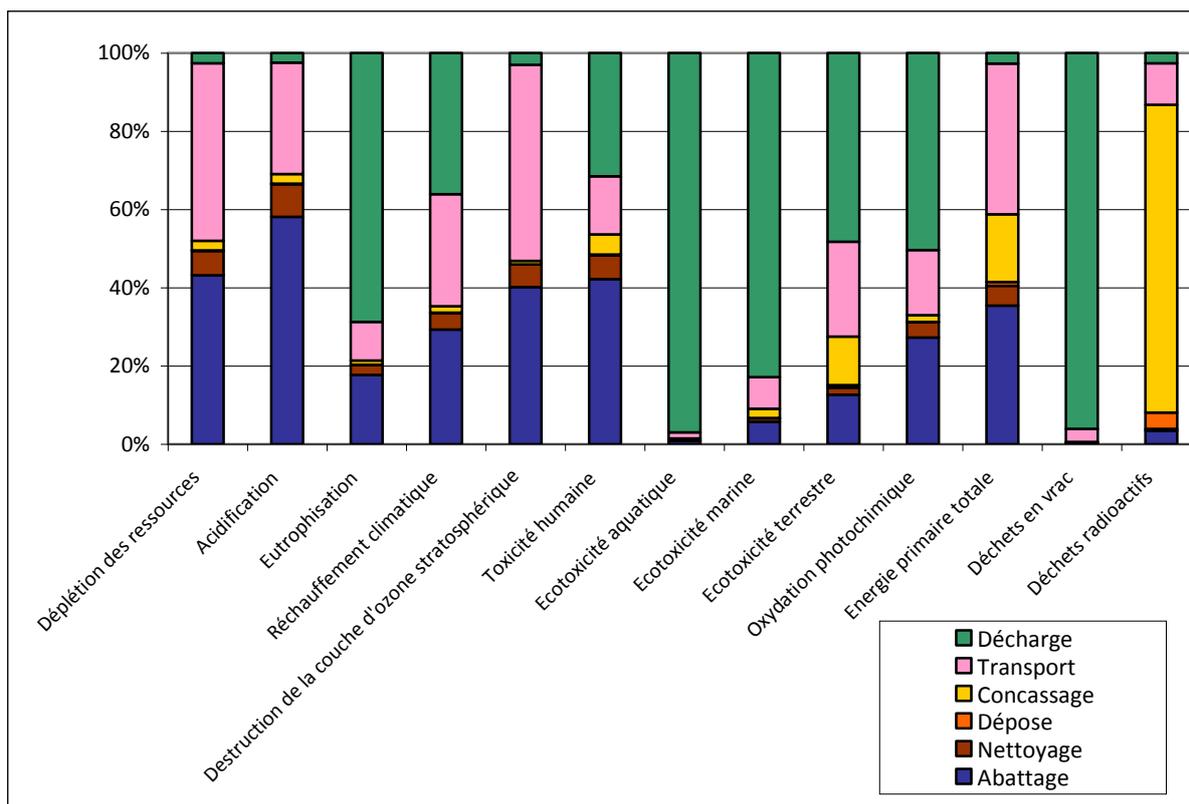


Figure 17 : Impacts environnementaux de la démolition sélective

À l’instar du premier procédé, la mise en décharge représente une part importante des impacts générés par la démolition sélective, notamment dans les catégories d’écotoxicité et pour les déchets en vrac (des contributions respectives de 50 %, 83 %, 97 % et 96 % pour l’écotoxicité terrestre, marine et aquatique et les déchets en vrac). Cela est dû aux émissions directes du processus que ce soit dans l’air (rejets de gaz) ou dans l’eau (lixiviations). Cela renforce l’idée d’aller regarder de plus près les différents modules de décharge afin d’augmenter la pertinence de nos choix.

Les impacts liés au carburant nécessaire aux engins de chantier pour l’abattage représentent une part importante des impacts : entre 43 % et 58 % pour 4 indicateurs (« épuisement des ressources », « acidification », « destruction de la couche d’ozone stratosphérique » et « toxicité humaine ») dus à la quantité de carburant consommé.

Enfin, l’électricité consommée par la dépose des parquets et de la feutrine a une contribution finale faible sur l’ensemble des catégories d’impact. La seule exception se situe au niveau de l’indicateur des déchets radioactifs pour la phase de concassage. En effet, cette étape de concassage utilise de l’électricité française qui est principalement issue des centrales nucléaires engendrant donc des déchets radioactifs.

En considérant l’ensemble du système, il semblerait pertinent de démolir sélectivement certains composants afin de les séparer du reste. Cependant, cette pertinence environnementale reste t’elle vraie si l’on se place d’un point de vue matériau ? La consommation énergétique supplémentaire nécessaire à cette récupération et aux procédés

aval (i.e. les procédés de recyclage) est-elle compensée par les économies énergétiques dues à la non production de matière vierge par exemple ?

Comparons ces deux systèmes.

2.3.3.3 Comparaison des deux systèmes

La comparaison entre ces deux systèmes est possible car ils possèdent la même unité fonctionnelle « Démolir un lot de 40 logements d'un immeuble collectif selon la norme EN 15 804 ».

Le tableau 20 montre la comparaison des deux méthodes. En effet, il n'était pas possible de représenter de manière claire les résultats de cette comparaison sous la forme d'un graphique. Pour la comparaison, les résultats de la démolition traditionnelle servent de référence.

Catégorie d'impact	Démolition traditionnelle	Démolition sélective
Déplétion des ressources	100 %	43 %
Acidification	100 %	59 %
Eutrophisation	100 %	186 %
Réchauffement climatique	100 %	92 %
Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	100 %	37 %
Toxicité humaine	100 %	92 %
Ecotoxicité aquatique	100 %	2 085 %
Ecotoxicité marine	100 %	375 %
Ecotoxicité terrestre	100 %	134 %
Oxydation photochimique	100 %	100 %
Énergie primaire totale	100 %	51 %
Déchets en vrac	100 %	1 %
Déchets radioactifs	100 %	310%

Sur une majorité des catégories d'impact (8 sur les 13), la démolition sélective présente des impacts moindres. Dans la catégorie « Déchets radioactifs », on retrouve la même logique que précédemment, c'est-à-dire que la consommation d'électricité française implique la production de déchets radioactifs ce qui n'est pas le cas pour le scénario de la démolition traditionnelle.

Concernant les 4 autres catégories, cette différence s'explique principalement par le module Ecoinvent de mise en décharge. En effet, dans les deux modélisations présentées ci-dessus, le module Ecoinvent de mise de décharge choisi est différent. Dans le cas de la démolition traditionnelle, les déchets enfouis sont composés majoritairement de déchets inertes tandis que pour la démolition sélective, les déchets placés en installation de stockage sont des DIB non triés. Le tableau 21 compare les impacts des deux modules en prenant la mise en décharge de la démolition traditionnelle comme référence :

Catégories d'impact	Démolition traditionnelle « <i>Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill /CH</i> »	Démolition sélective « <i>Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill</i> »
Déplétion des ressources	100 %	1,6 %
Acidification	100 %	2,7 %
Eutrophisation	100 %	237 %
Réchauffement climatique	100 %	61 %
Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	100 %	1,5 %
Toxicité humaine	100 %	56 %
Ecotoxicité aquatique	100 %	344 9%
Ecotoxicité marine	100 %	548 %
Exotoxicité terrestre	100 %	108 %
Oxydation photochimique	100 %	82 %
Énergie primaire totale	100 %	2,0 %
Déchets en vrac	100 %	1,0 %
Déchets radioactifs	100 %	12 %

Dans ce tableau 21, les valeurs issues de la comparaison entre les modules « *Disposal, concrete, 5% water, to inert landfill /CH* » (démolition traditionnelle) et « *Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill* » (démolition sélective) pour un kg de déchets envoyés dans ces décharges sont données. Le module de la démolition traditionnelle est choisi de manière arbitraire comme référence de cette comparaison sur l'ensemble des catégories d'impact sélectionnées. On remarque que ces deux processus engendrent des impacts dans des catégories différentes. Ainsi, la décharge de type « sanitary landfill » a les contributions les plus fortes en termes d'eutrophisation et dans les trois catégories d'écotoxicité (marine, aquatique et terrestre). Ces quatre catégories se retrouvent sur le tableau 20 (« Comparaison des deux procédés »). Les résultats sont donc fortement dépendants des procédés de mise en décharge sélectionnés.

Un autre élément important à relever concerne la phase de transport. Pour la démolition sélective, les déchets ont parcouru des distances globalement plus importantes (le bois a été ainsi transporté à une distance de 273 km lors de 10 rotations et les déchets de métaux ont été acheminés jusqu'en Espagne) tandis que les déchets de la démolition traditionnelle ont été mis en décharge à 15 km. La contribution de la phase de transport aurait pu être plus importante pour la démolition sélective si 1 500 t de déchets minéraux exempts de plâtre n'avaient pas été concassés sur le chantier et n'avaient pas servi au remblaiement des fondations. Cette économie de transport a donc permis de limiter les impacts environnementaux du transport dans le scénario de démolition sélective. Et ceci, malgré des distances de transport pour les déchets à recycler supérieures à 50 km pour le bois, le verre et les DIB. La démolition sélective serait plus fortement dépendante aux possibilités de recyclage ainsi qu'à leur localisation par rapport à une démolition traditionnelle.

Néanmoins, ces propos sont à nuancer : à cause des nouvelles réglementations, la démolition traditionnelle doit être maintenant marginale. En effet, elle correspond à une

pratique révolue totalement opposée au développement durable même la ferraille y étant faiblement récupérée. Nous nous situons donc dans un cas extrême qui demande donc de nuancer ces résultats.

Intéressons nous de plus près au recyclage dans le scénario de la démolition sélective.

2.3.4 Le recyclage

Le recyclage des déchets issus de la démolition sélective peut, a priori, apporter des bénéfices environnementaux à ce type de système. Nous allons donc nous intéresser à la modélisation du recyclage avant de le considérer plus en détails dans notre étude.

2.3.4.1 Modélisation du recyclage dans une ACV

Dans le deuxième scénario, certains matériaux comme le verre, le bois ou l'acier ont été recyclés. De ce fait, cette prise en compte de la fin de vie devient un élément important de notre modélisation.

Communément, deux approches principales sont distinguées pour réaliser le bilan environnemental d'un recyclage en fin de vie [Frischknecht, 2011]. La première approche est appelée « méthode des stocks ». Dans ce cas, aucun impact environnemental n'est attribué à ce flux de matière secondaire que ce soit en sortie (gestion des déchets) ou en entrée de l'ICV (utilisation dans un nouveau système). Cette absence d'impact peut être considérée comme une gratuité environnementale du déchet [Osset, 2012].

Une méthode alternative se nomme « méthode des impacts évités ». Le recyclage et la production de matière en découlant permettent de substituer une certaine quantité de matière vierge. Cet évitement de production de matière vierge représente le gain environnemental associé au recyclage. Cette méthodologie peut se complexifier lorsque différents usages possibles coexistent en fin de vie impliquant des substitutions de matières vierges différentes. Le processus de recyclage peut également être à l'origine d'une perte de propriétés mécaniques par exemple. Ainsi, bien souvent, la production d'un kilo de matière recyclée n'est pas équivalente à un kilo de matière vierge primaire.

Dans la norme NF EN 15 804 + A1 [AFNOR, 2014], les bénéfices ou les charges liés à la réutilisation, au recyclage ou à la valorisation énergétique quittant le système sont à inclure dans le module D. Il inclut « tous les bénéfices et charges nets déclarés résultant de flux nets quittant le système de produits qui n'ont pas été affectés en tant que coproduits et qui ont atteint le statut de fin de déchet ».

De manière plus explicite, dans le cas du recyclage par exemple, les charges représentent les impacts environnementaux liés aux phases de transport et au processus de recyclage et les bénéfices viennent de la non production de matière vierge. Cette potentielle diminution d'impacts doit être estimée sur les flux sortants nets c'est à dire sur la différence entre les flux sortants d'une matière ou d'un combustible secondaire et les flux de ces mêmes matières et combustibles entrants dans le système.

Par conséquent, dans notre deuxième scénario, les bénéfices ou charges liés au recyclage des différents matériaux récupérés seront visibles dans le module D.

2.3.4.2 Module D

D'après la norme NF EN 15 804 + A1 [AFNOR, 2014], le module D comprend les bénéfices et les charges des flux nets ayant atteint le statut de fin de déchets.

Pour acquérir ce statut de fin de déchets, les flux de matière doivent réunir 4 conditions [UE, 2008] :

- Être communément utilisés à des fins spécifiques ;
- Un marché ou une demande doivent exister ;
- Remplir les critères techniques de ces fins spécifiques et répondre aux normes et aux législations actuelles ;
- L'utilisation de la substance ou de l'objet ne doivent pas entraîner des impacts globaux sur l'environnement ou la santé humaine.

Cependant, il n'est pas toujours aisé de statuer sur le moment où le flux perd le statut de déchet. Silvestre et al. [Silvestre, 2014] proposent deux alternatives dans le cas de la réutilisation et le réemploi des matériaux de construction.

Avant de rentrer dans le détail, il semble important de rappeler que la fin de vie d'un bâtiment se divise en quatre étapes [AFNOR, 2014] :

- C1 : déconstruction, démolition ;
- C2 : transport jusqu'au traitement des déchets ;
- C3 : traitement des déchets en vue de leur réutilisation, récupération et/ou recyclage ;
- C4 : élimination.

Ainsi, Silvestre et al. [Silvestre, 2014] proposent une première possibilité : les impacts du transport jusqu'au centre de traitement des déchets sont attribués au module C2 et le module D prend en compte les impacts du recyclage ainsi que les bénéfices liés à l'économie de matière due à cette valorisation. Dans ce premier cas, la sortie du statut de fin de déchets se fait à l'arrivée au centre de recyclage. Dans un deuxième cas, ce changement de statut se réalise à la fin du recyclage. Les charges environnementales du transport et du recyclage sont respectivement affectées aux modules C2 et C3. Le module D ne tient compte que des bénéfices liés à la non production de matière.

Appliquons ce module D à notre étude de cas.

2.3.4.3 Module D dans le cas de la démolition sélective

Trois flux de matière sont à inclure dans ce module D : le métal, le verre et le bois. Ces trois matériaux ont été recyclés dans le cadre de la démolition sélective. Il s'agit maintenant d'estimer les bénéfices et les charges liés au recyclage pour chacun d'eux. Initialement, nous posons l'hypothèse qu'au moment de la construction aucune matière recyclée n'a été utilisée : les flux sortants nets sont donc de 100 % et nous supposons également qu'il existe une équivalence de un pour un entre les produits vierges et les produits recyclés (que ce soit en termes de performance ou de quantités).

- Le métal

Nous incluons dans le module D pour le métal, les impacts du recyclage de l'acier, c'est-à-dire la production d'acier dans un four électrique et comme bénéfices la production évitée d'acier issu de matière première vierge.

- Le verre

Le module D reprend les impacts de la production d'un verre recyclé pour la fabrication de bouteilles et l'économie de la production de verre vierge.

- Le bois

Le module D doit tenir compte des impacts du broyage pour le recyclage en panneaux de particules ainsi que la production évitée de bois.

Le tableau 22 reprend l'ensemble des modules Ecoinvent utilisés dans le module D :

Tableau 22 : Modules Ecoinvent utilisés pour le module D		
	Charges	Bénéfices
Métal	<i>Steel, electric, un- and low-alloyed, at plant / RER</i>	<i>Steel, converter, unalloyed, at plant/RER</i>
Verre	<i>Packaging glass, green, at regional storage/CH</i>	<i>Flat glass, uncoated, at plant/RER</i>
Bois	-	<i>Wood chips, softwood from industry, u=40%, at plant/RER</i>

La base de données n'a pas de données spécifiques pour du bois recyclé. Pour cette raison, seuls les copeaux de bois qui n'ont pas été fabriqués ont été inclus dans le module D. Différents modules de copeaux de bois ont été comparés sur SimaPro. Le processus « *Wood chips, softwood from industry, u=40%, at plant/RER* » présente les impacts les plus faibles nous permettant de nous mettre dans le cas le plus défavorable. Nous rappelons maintenant la formule du module D [AFNOR, 2014].

Module D = Flux sortant net *(Impacts générés après la sortie du statut de déchets – Impacts évités)

Le flux sortant net est la différence entre le flux entrant et le flux sortant d'une matière. Par exemple, dans le cas d'une construction, 50 % de l'acier utilisé est de l'acier recyclé et qu'en fin de vie 90 % de cet acier est recyclé alors le flux sortant net est égal à 40 %. De plus, une valeur négative représentera un bénéfice tandis qu'une valeur positive représentera une charge plus importante.

Dans notre premier cas, nous considérons des flux sortant net de 100 %. Le tableau suivant donne les résultats du module D pour les 13 indicateurs choisis :

Déplétion des ressources	kg Sb eq	-5,37E ⁰²
Acidification	kg SO ₂ eq	-1,89E ⁰²
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	-1,17E ⁰²
Réchauffement climatique	kg CO ₂ eq	-6,16E ⁰⁴
Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq	-2,24E ⁻⁰⁶
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	3,31E ⁰²
Ecotoxicité aquatique	kg 1,4-DB eq	2,04E ⁰⁵
Ecotoxicité marine	kg 1,4-DB eq	2,86E ⁰⁶
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	3,08E ⁰³
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₄ eq	-4,66E ⁰¹
Énergie primaire totale	MJ	-8,65E ⁰⁵
Déchets en vrac	kg	-2,77E ⁰³
Déchets radioactifs	kg	6,3E ⁻⁰¹

Ces résultats du module D montrent des bénéfices possibles dans 6 des 10 indicateurs de la méthode CML. Ce calcul a été réalisé dans des conditions favorables (une équivalence entre le produit recyclé et le produit vierge et des flux sortants nets de 100 %) et ne permet d'estimer que de manière grossière les bénéfices possibles.

En réalité, pour le métal, l'hypothèse selon laquelle le taux de flux sortants d'acier recyclé est 100 % est fautive. En effet, on considère que 98 % des armatures en acier sont fabriquées à partir d'acier recyclé [Gomes, 2013]. Ainsi, en considérant que la totalité du métal est récupérée en vue d'être recyclée, le module D pour l'acier revient donc à :

$$\begin{aligned} \text{Module D acier} &= (1 - 0,98) * (\text{Impacts recyclage} - \text{Impacts évités}) \\ &= 0,02 * (\text{Impacts recyclage} - \text{Impacts évités}) \end{aligned}$$

Par conséquent, le nouveau module D de la démolition sélective est donné par le tableau 23:

Catégories d'impact	Unités	Module D	Module D révisé
Déplétion des ressources	kg Sb eq	-5,37E ⁰²	-1,21E ⁰¹
Acidification	kg SO ₂ eq	-1,89E ⁰²	-8,96
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	-1,17E ⁰²	-2,86
Réchauffement climatique	kg CO ₂ eq	-6,16E ⁰⁴	-1,66E ⁰³
Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq	-2,24E ⁻⁰⁶	-1,60E ⁻⁰⁵
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	3,31E ⁰²	1,01E ⁰²
Écotoxicité aquatique	kg 1,4-DB eq	2,04E ⁰⁵	3,71E ⁰²
Écotoxicité marine	kg 1,4-DB eq	2,86E ⁻⁰⁶	-1,53E ⁰⁴
Écotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	3,08E ⁰³	6,1E ⁰¹
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₄ eq	-4,66E ⁰¹	-1,12
Énergie primaire totale	MJ	-8,65E ⁰⁵	-1,59E ⁰⁵
Déchets en vrac	kg	-2,77E ⁰³	-6,13E ⁰¹
Déchets radioactifs	kg	6,3E ⁻⁰¹	1,69E ⁻⁰³

Les résultats de ce module D sont fortement dépendants du contenu en acier recyclé utilisé lors de la construction de l'immeuble. Nous ne connaissons pas ce taux dans les années 60 ni pour cet édifice en particulier. Nous avons traité deux cas et dans le cas le plus défavorable la démolition sélective présente des bénéfices environnementaux dans 10 des 13 indicateurs étudiés.

Cette application du module D dans notre cas de démolition sélective a mis en lumière deux points :

- Le module D calculé laisse entrevoir des bénéfices possibles pour la démolition sélective mais le calcul de ce module est fortement dépendant de paramètres tels que les quantités de matériaux recyclés dans le bâtiment initial ou les modules sélectionnés pour modéliser les impacts évités.
- La démolition sélective semble aujourd'hui la pratique la plus répandue chez les industriels. L'étape suivante serait donc de comparer une méthode de démolition sélective avec une déconstruction sélective. Dans ce cas-là, calculer les modules D permettrait d'estimer les bénéfices potentiels du réemploi par rapport au recyclage.

2.4 Analyses de sensibilité

Différentes analyses peuvent être réalisées dans nos cas d'études afin d'identifier les paramètres importants.

➤ 2.4.1 Fonctionnement et consommation des machines

Afin de réaliser la modélisation de ces deux systèmes, des hypothèses sur certaines données ont été posées comme par exemple la durée de fonctionnement journalière des engins ainsi que leur consommation. Des analyses de sensibilité ont donc été réalisées afin d'estimer la variation de ces paramètres sur les résultats finaux.

2.4.1.1 Sensibilité sur la durée journalière de fonctionnement des engins de chantier

Dans notre scénario de référence pour la démolition traditionnelle, un seul engin de chantier était présent qui se chargeait à la fois de l'abattage de la structure mais également du chargement des déchets dans les camions. Initialement, nous avons donc considéré une durée quotidienne de fonctionnement de 8 h. Pour estimer la sensibilité de cette donnée, des scénarios avec des durées de fonctionnement de 4 et 6 heures ont été modélisés et comparés au scénario de référence sur la figure 18 :

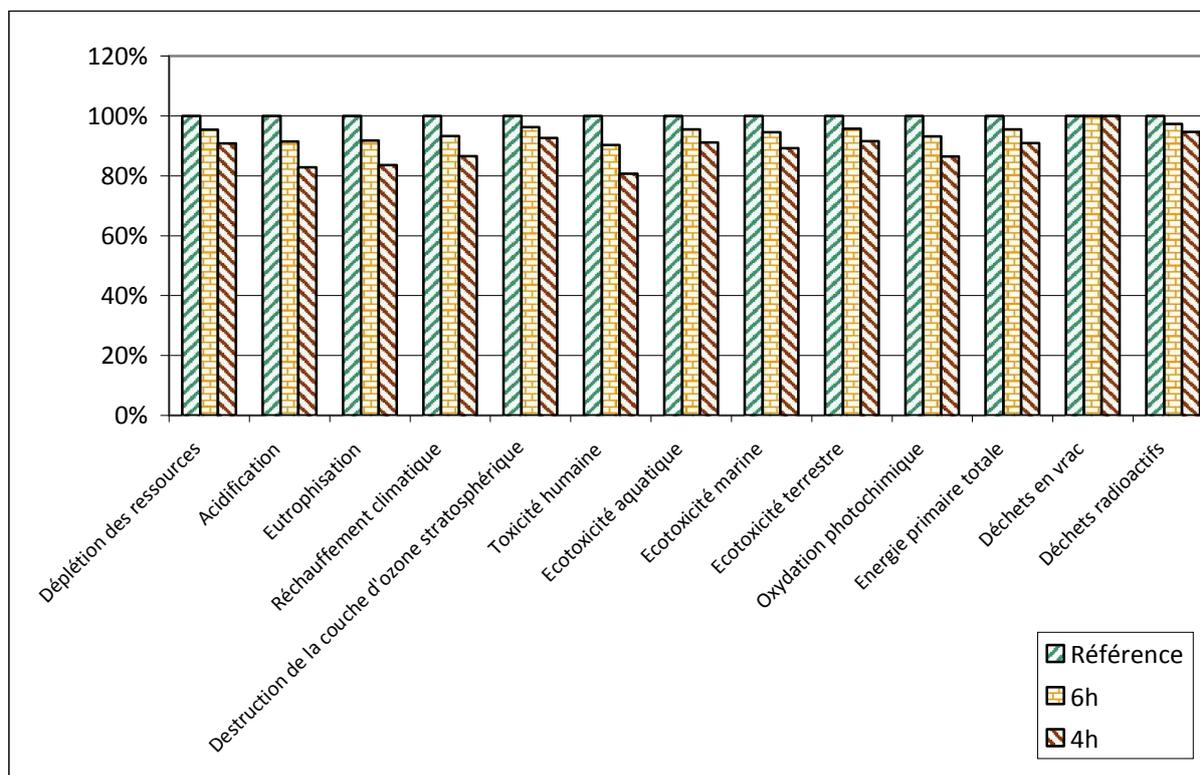


Figure 18 : Variation des résultats selon la durée de fonctionnement quotidienne de la pelle hydraulique sur le chantier de démolition traditionnelle

Sur l'ensemble des catégories prises en compte, une évolution logique est observée. Plus le nombre d'heure de fonctionnement est important, plus les impacts potentiels sont grands car la consommation de carburant est plus importante. En divisant la durée de fonctionnement par 2, les impacts finaux diminuent tous entre 10 et 20 %.

2.4.1.2 Sensibilité sur la consommation des engins de chantiers

La donnée relative à la consommation des engins utilisés est issue d'une plaquette d'entreprise [Loisyloc, 2014]. Pour évaluer la contribution de cette consommation sur les résultats finaux de la démolition traditionnelle, une consommation deux fois supérieure a été modélisée et comparée au scénario de référence sur la figure 19 :

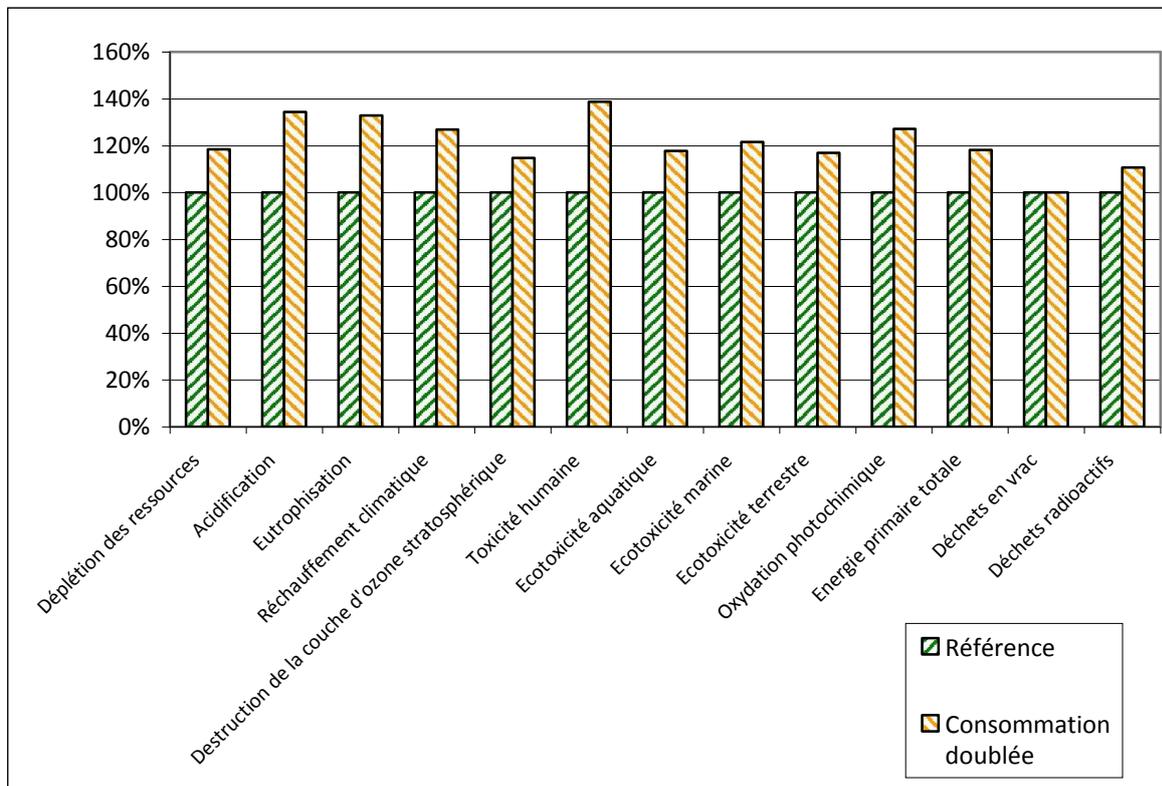


Figure 19 : Variation des résultats de la consommation de la pelle hydraulique sur le chantier de démolition traditionnelle

La figure 19 présente également une évolution logique entre les deux scénarios : une consommation doublée a pour conséquence une augmentation des impacts potentiels du système. Cette augmentation peut varier entre 15 et 39 % selon les catégories d'impacts.

Ces deux premiers paramètres considérés (le nombre d'heures de fonctionnement journalier et la consommation de l'engin) sont liés. Ainsi, on peut imaginer une différence importante entre un scénario où la pelle hydraulique fonctionne 4h avec la consommation de référence et un scénario où cette même pelle travaille 8h avec une consommation doublée. Une analyse d'incertitudes sera réalisée dans la partie 2.4.3.1 pour estimer cette variation possible.

Des analyses de sensibilité peuvent être également réalisées sur la phase de transport.

2.4.2 Sensibilité liée à la phase de transport

Divers paramètres ont été testés : l'augmentation de la consommation lors d'un trajet urbain, la norme d'émissions respectée par les camions ainsi que la distance parcourue.

2.4.2.1 Sensibilité sur la consommation en trajet urbain

Un trajet en agglomération peut augmenter la consommation de carburant de plus de 50 % (Volvo Trucks). Ces chantiers se situant en agglomération urbaine (Toulouse), cette augmentation de la quantité de carburant nécessaire pour la gestion des déchets peut avoir une influence sur les résultats finaux. Afin d'évaluer cette composante, un scénario avec une consommation majorée de 50% dans le scénario de démolition traditionnelle a été modélisé et comparée au scénario de référence sur la figure 20 :

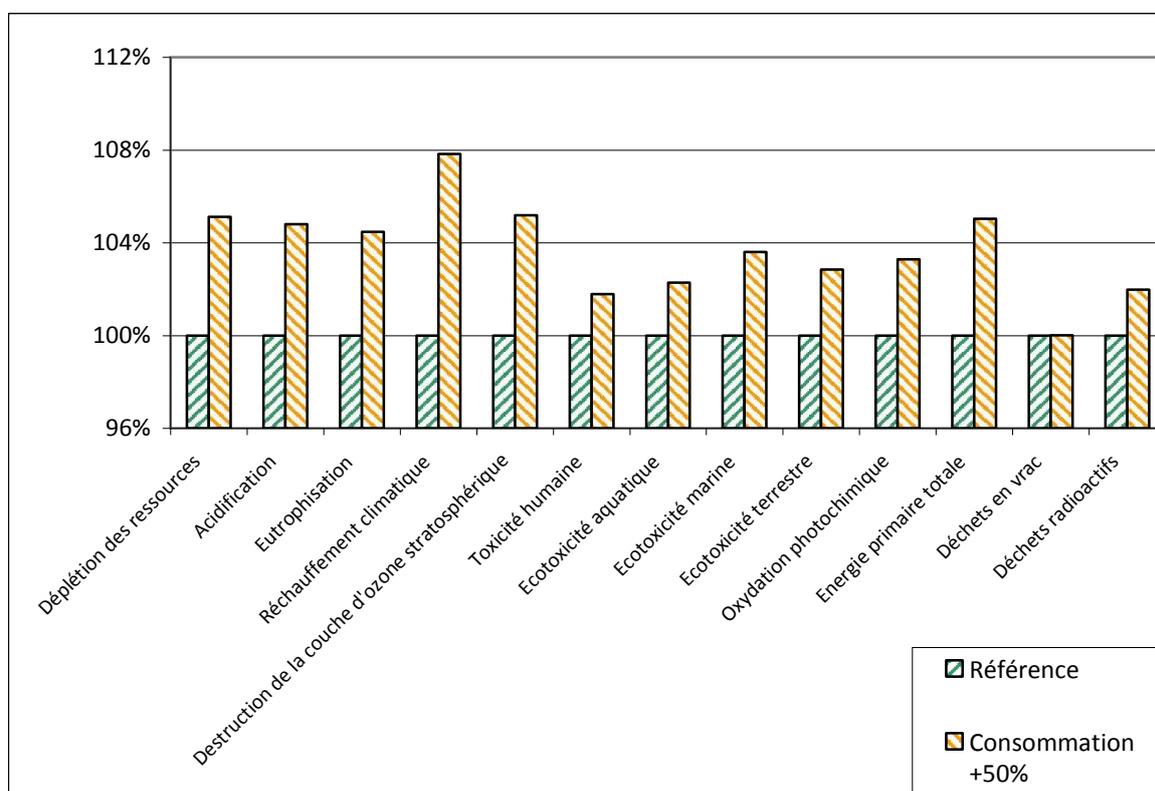


Figure 20: Influence d'une consommation des camions augmentée de 50 % lors d'un trajet urbain

Cette analyse de sensibilité a été appliquée particulièrement sur le cas de la démolition traditionnelle du fait qu'elle se déroule à Toulouse et que la gravière de l'entreprise se trouve à 15 kilomètres. On suppose que cette distance est effectuée en ville. Dans le cas de la démolition sélective, de plus longues distances sont parcourues : considérer un trajet urbain aurait entraîné une surestimation des impacts.

Cette modélisation alternative présente une augmentation logique des impacts due à une consommation plus importante de carburant.

Malgré une consommation des camions plus importante, la sensibilité sur les résultats finaux est faible (toutes les catégories d'impact présentent une augmentation inférieure à 8 %).

2.4.2.2 Sensibilité selon les normes d'émissions respectées par les camions

Selon leur année de mise en circulation, les camions doivent respecter des réglementations en termes d'émissions (voir tableau 7). Dans notre scénario de référence, la norme « EURO 4 » a été sélectionnée. Il nous a semblé intéressant d'analyser la sensibilité des résultats selon la norme respectée par les camions. Dans la base de données Ecoinvent, il est possible d'utiliser un camion respectant les normes « EURO 3 » et « EURO 5 ». Les résultats de cette analyse menée pour le scénario de démolition traditionnelle sont regroupés sur la figure 21 :

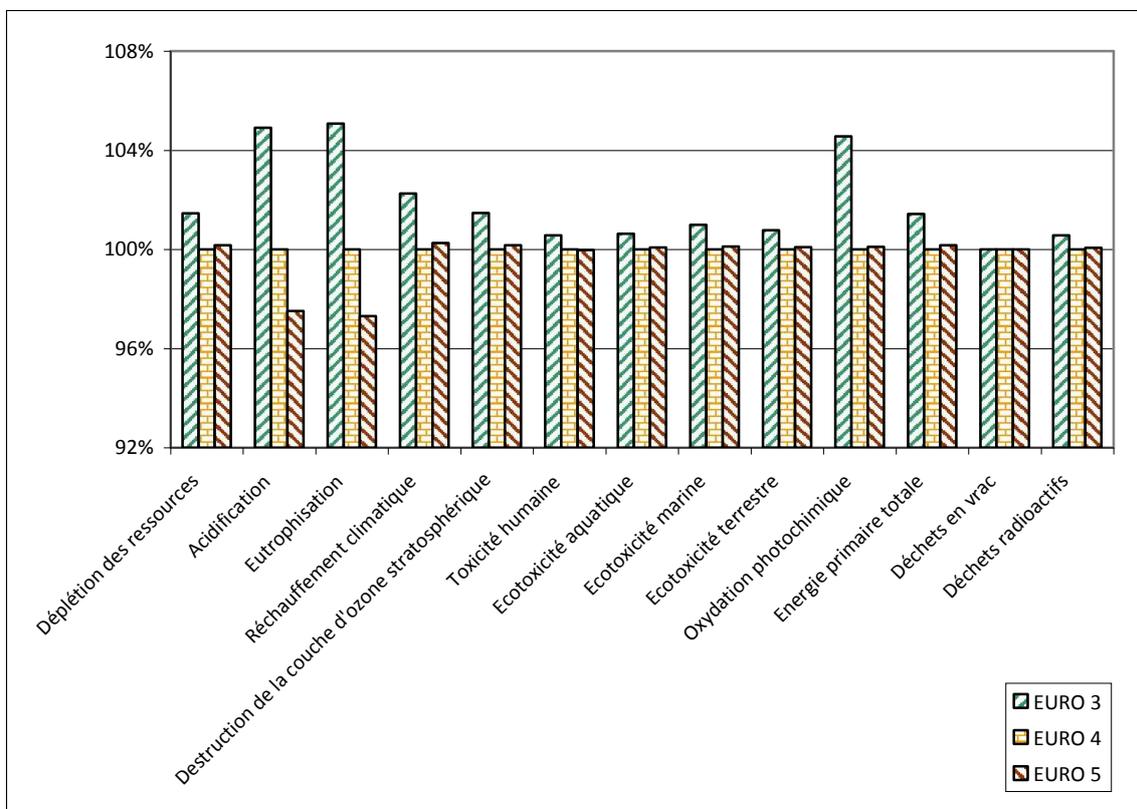


Figure 21 : Influence de la norme d'émissions respectée par le camion utilisé pour le transport des déchets sur le chantier de démolition traditionnelle

La norme EURO 3 présente les impacts les plus importants pour l'ensemble des catégories d'impacts. C'est la réglementation la moins sévère en termes d'émissions de polluants. La différence entre EURO 4 et 5 est très faible (entre 0 et 3 %) : elle est maximale pour les catégories d'« eutrophisation » et d'« acidification ». Le flux qui contribue le plus à ces deux catégories d'impacts est l'émission d'oxydes d'azote. Cette diminution est la principale différence entre les réglementations EURO 4 et 5.

Globalement, les différents paramètres sont sources d'incertitudes qui sont pertinentes à estimer.

2.4.2.3 Sensibilité selon la distance parcourue

Pour tester cette variabilité, nous avons également fait varier la distance de transport c'est-à-dire la distance entre le chantier de démolition et la gravière de l'entreprise. La distance initiale est de 15 km. Nous avons également modélisé les 2 hypothèses suivantes : des distances de 5 et 30, soit pour 2 935 t des valeurs respectives 14 675 et 88 050 tkm. Les résultats sont montrés sur la figure 22 suivante :

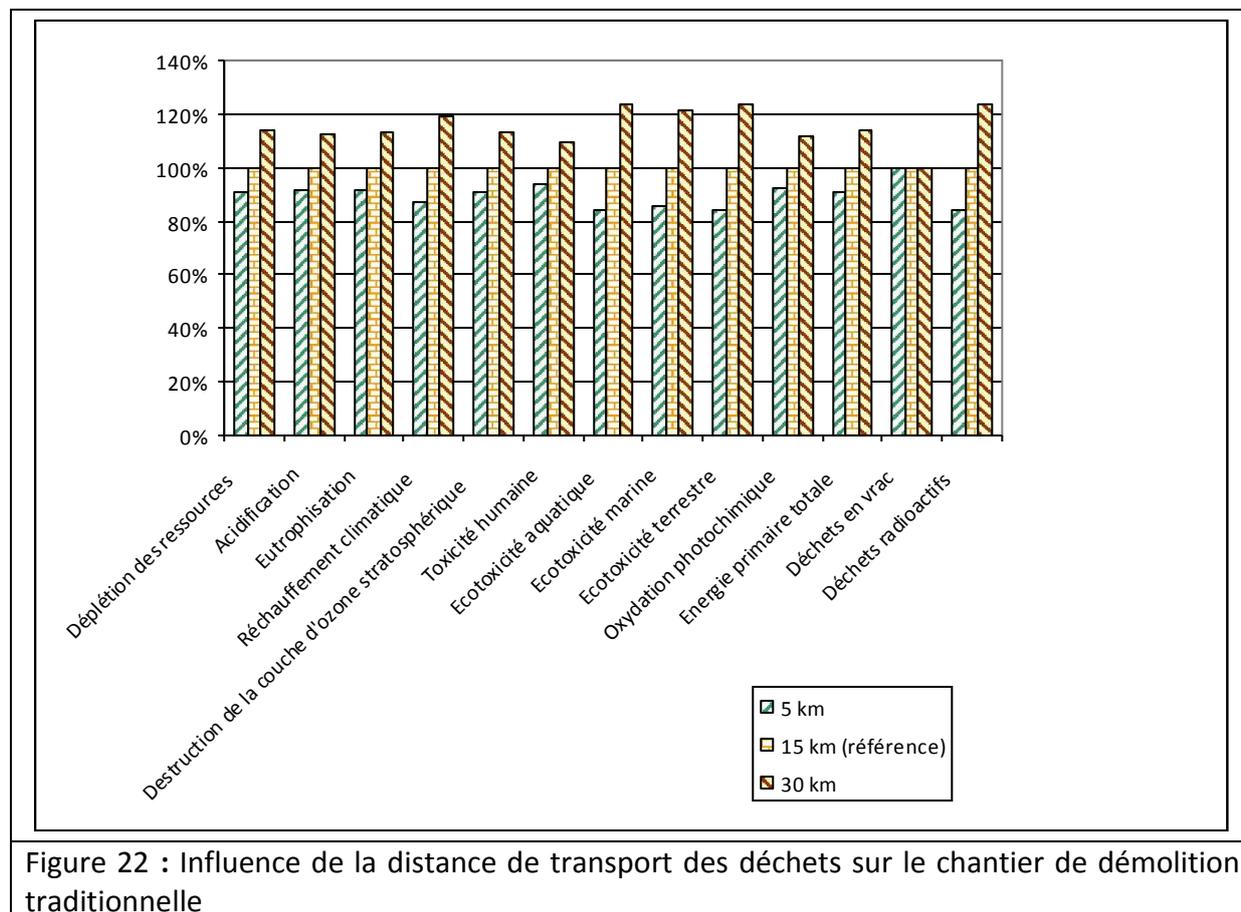


Figure 22 : Influence de la distance de transport des déchets sur le chantier de démolition traditionnelle

Dans notre scénario de démolition traditionnelle, une variation d'un facteur 2 de la distance de transport induit une variation des impacts de l'ordre de 10 à 20 % quelle que soit la catégorie d'impacts considérée.

Ainsi, dans les paramètres liés au transport que nous avons étudiés, il semblerait que ce soit la distance de transport qui a l'incidence la plus grande sur les résultats finaux.

2.4.3 Les incertitudes dans l'ACV

Les résultats d'une ACV peuvent être influencés par la variabilité et les incertitudes liées au système étudié. Les notions de « variabilité » et d'« incertitudes » sont distinguées. Le terme « variabilité » représente les variations intrinsèques d'un système. Par exemple, dans le cas de nos chantiers de démolition, le style de conduite (souple ou non) des engins de chantiers peut être une source de variabilité.

Les incertitudes, quant à elles, se réfèrent aux erreurs liées à la « conversion » d'un système réel vers un système ACV dont les résultats sont exploitables pour quantifier les impacts environnementaux [Huijbregts, 1998]. Ces incertitudes proviennent de différentes sources :

- Incertitude des paramètres : une ACV demande un certain nombre de données qui n'est pas toujours connu obligeant ainsi le praticien à poser des hypothèses sources d'incertitudes. De plus, la quantité d'une substance peut être précisément connue mais la donnée utilisée pour modéliser ce flux peut être inapproprié ou inexistante et être ainsi source d'incertitudes ;
- Incertitudes des modèles : pour transformer l'inventaire de cycle de vie en catégories d'impacts, des modèles de caractérisations ont été créés dans lesquels certaines hypothèses ou simplifications deviennent des sources d'incertitudes.
- Incertitudes des choix méthodologiques : la méthodologie utilisée par le praticien comme les règles d'allocation sont également des sources d'incertitudes.

Afin d'estimer ces incertitudes, la méthode de Monte Carlo est utilisée dans SimaPro. C'est une technique probabiliste dont le principe est de générer un scénario en sélectionnant une valeur pour chaque variable selon sa probabilité associée. Le résultat obtenu est gardé en mémoire et la procédure est répétée selon le nombre d'itérations spécifié par l'utilisateur.

Dans le logiciel SimaPro, il existe 4 distributions possibles pour les valeurs d'un paramètre présentées dans le tableau 25 :

Tableau 25 : Distributions possibles pour une donnée Ecoinvent [Goedkoop, 2010]	
Distribution	Représentation Graphique
Uniforme	
Triangulaire	
Normal	
Log normal	

Selon la distribution associée à chacun des paramètres, chacune des valeurs constituant la variation possible du paramètre sera utilisée dans les différents scénarios selon sa probabilité. Ainsi, dans le cas d'une distribution uniforme, chaque valeur a la même probabilité d'être choisi tandis que pour la distribution triangulaire, les valeurs extrêmes situées à droite et à gauche n'interviendront dans aucun scénario leur probabilité étant nulle.

Passons maintenant aux incertitudes concernant nos scénarios.

2.4.3.1 Les incertitudes de nos scénarios

Pour chacun de nos scénarios, nous avons introduit 3 paramètres pour calculer les incertitudes liées à nos principales hypothèses de travail :

- Un premier paramètre « HAE » représentant les Heures d'Activités des Engins de démolition. Nous faisons varier « HAE » entre 4 et 8h et nous optons pour une distribution uniforme. Cela signifie que la probabilité que la pelle hydraulique fonctionne 4, 6 ou 8 heures est identique ;
- Un deuxième paramètre « CE » se réfère à la Consommation des Engins de démolition. Les valeurs de cette variable se situent entre 30 et 60 litres associées à une distribution uniforme ;
- Un dernier paramètre égal au produit de HAE et de CE qui correspond à la quantité de fioul consommé pendant l'abattage de la structure. Le résultat est ensuite multiplié par le nombre de ours ouvrables (13), la densité du diesel (0,83) et par le pouvoir Calorique Inférieur du diesel (43 MJ/kg). Ce paramètre est appelé « diesel_abattage » et quantifie le module « Diesel, burned in building machine / GLO » utilisé pour modéliser l'abattage de la structure.

La méthode de Monte Carlo est appliquée pour les deux scénarios.

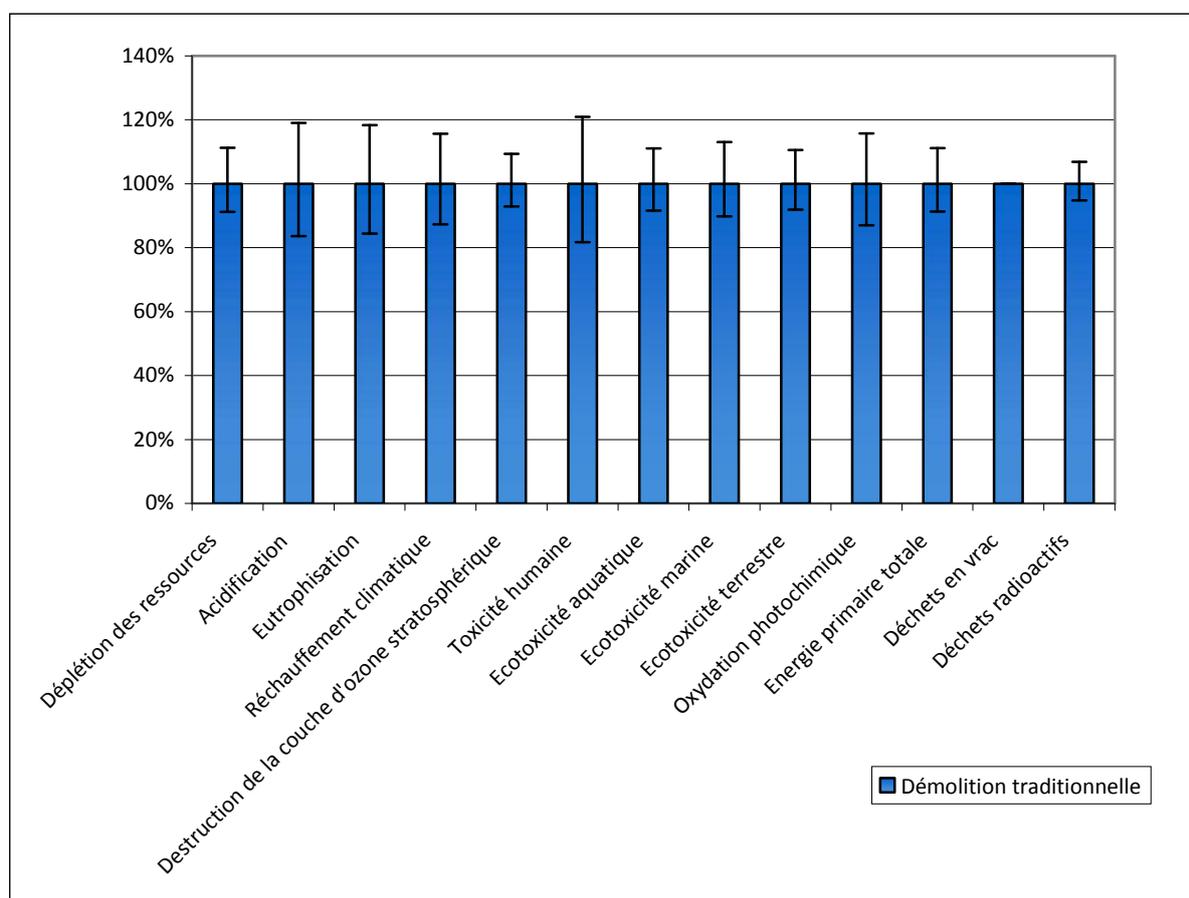


Figure 23 : Incertitudes sur la démolition traditionnelle

Les incertitudes pour le scénario de démolition traditionnelle varient entre $\pm 10\%$ pour toutes les catégories d'impacts.

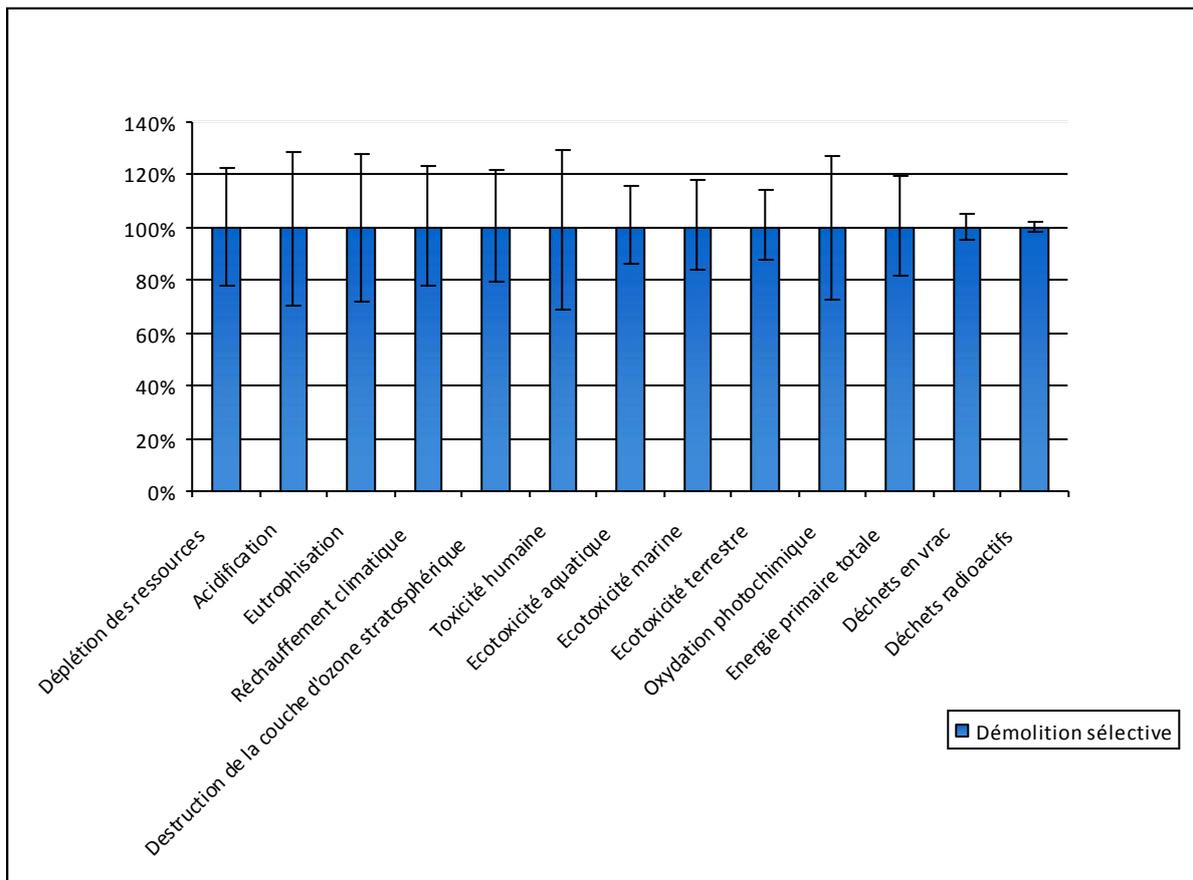


Figure 24 : Incertitudes sur la démolition sélective

Dans le cas de la démolition sélective, les variations des incertitudes sont plus hétérogènes que pour le scénario précédent. On remarque des variations très faibles de l'ordre du pourcent pour des catégories telles que l'« ecotoxicité marine » ou les « déchets radioactifs ». Au contraire, pour des catégories d'impacts telles que la « déplétion des ressources » et l'« acidification », des variations de $\pm 25\%$ sont observables. Notre paramétrage a une influence sur la consommation de diesel lors de la phase d'abattage, ce sont donc les catégories décrivant les impacts du module « Diesel, burned in building machine » qui varient de manière plus importante. De plus, comme discuté dans la partie 2.3.3.3, les impacts de la démolition sélective sont globalement plus faibles ce qui entraîne une sensibilité plus importante pour une variation du paramétrage identique.

Conclusion

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV), un outil multicritère d'évaluation environnementale, a été appliquée à la fin de vie des bâtiments, c'est-à-dire à la démolition des structures et à la gestion des déchets en résultant. Les études ACV présentes dans la littérature ont montré la faible contribution de la fin de vie sur le cycle de vie global des bâtiments (de l'ordre du pourcent). Cependant, cette étape se révèle cruciale puisque sa bonne gestion permet d'économiser des ressources, que ce soit de l'énergie ou des matières premières. La gestion d'un chantier de démolition a une influence directe sur l'état de la matière et donc les possibilités de gestion en fin de vie (réutilisation, recyclage, incinération...).

Une étude ACV a été menée afin de comparer une démolition traditionnelle à une démolition sélective toutes les 2 réalisées sur un bloc identique de 40 logements. L'unité fonctionnelle étant identique, une comparaison a été possible. Elle a montré que la démolition sélective présente des impacts plus faibles sur une majorité de catégories d'impacts.

Dans les deux cas, le module d'enfouissement a une contribution importante sur les résultats finaux. Dans le cas de la démolition traditionnelle, scénario où l'ensemble des déchets à l'exception des déchets dangereux a été enfoui dans une gravière appartenant à l'entreprise de démolition, c'est la quantité importante de déchets enfouis (2 935 tonnes) qui explique cette forte contribution. De plus, la mise en décharge effectuée dans le scénario de démolition traditionnelle est un cas difficile à modéliser du fait d'un enfouissement de matériaux de nature diverse (des matériaux inertes avec du bois, des métaux...). Aucun module initialement présent dans Ecoinvent ne semble réellement adapté à cette situation. Dans le cas de la démolition sélective, c'est le module Ecoinvent choisi qui influence les résultats finaux. En effet, malgré seulement 28 tonnes de déchets placées en installation de stockage, l'étape de décharge a également une forte contribution dans ce scénario.

Cette étude a également permis de constater que la modélisation du transport n'était pas totalement adaptée aux cas de la fin de vie des bâtiments. En effet, sur les chantiers de démolition les déchets sont généralement évacués par rotations. Des camions partent chargés de déchets, les transportent vers une décharge, une plateforme de tri ou un centre de recyclage et reviennent vides. Cette spécificité doit donc être prise en compte de manière plus précise dans les modélisations.

Ainsi, les chapitres 3 et 4 seront respectivement consacrés au transport et à la mise en installation de stockage dans le but d'adapter les modules Ecoinvent aux caractéristiques des chantiers de démolition.

Chapitre 3

La modélisation du transport dans l'ACV

3.1 LA MODELISATION DU TRANSPORT ROUTIER DANS ECOINVENT.....	118
3.2 DESCRIPTION DU MODULE « TRANSPORT, 16-32 T, EURO 4, RER »	120
3.2.1 « OPERATION, LORRY 16-32T, EURO 4, RER ».....	121
3.2.2 « LORRY 28 T / RER », « MAINTENANCE, LORRY 28 T / RER » ET « DISPOSAL, LORRY 28 T / CH »	122
3.2.3 « ROAD / CH » ET « DISPOSAL, ROAD / CH »	124
3.2.4 « OPERATION, MAINTENANCE, ROAD / CH »	127
3.3 LA PRISE EN COMPTE DE LA VARIATION DE LA CHARGE DES CAMIONS.....	129
3.3.1 PRISE EN COMPTE DU RETOUR A VIDE	129
3.3.2 DESCRIPTION DU MODULE « OPERATION »	130
3.3.2.1 Groupe 1	131
3.3.2.2 Groupe 2	132
3.3.2.3 Groupe 3	132
3.3.2.4 Groupe 4	133
3.3.2.5 Groupe 5	133
3.3.2.6 Groupe 6	133
3.3.2.7 Modification du module « Operation »	135
3.4 METHODE « TKM »	137
3.4.1 CALCUL DE D1	137
3.4.2 INTEGRATION DES PROCESSUS D'INFRASTRUCTURES	137
3.4.2.1 Calcul de D2	138
3.4.2.2 Calcul de D3	138
3.4.2.3 Calcul de D4	139
3.4.3 COMPARAISON ENTRE LA METHODE DE REFERENCE ET LA METHODE « TKM »	139
3.5 METHODE « KM ».....	140
3.5.1 CALCUL DE D1	141
3.5.2 INTEGRATION DES INFRASTRUCTURES ROUTIERES	141
3.5.3 COMPARAISON AVEC LA METHODE DE REFERENCE	142
3.6 COMPARAISON ENTRE LES METHODES « KM » ET « TKM »	143

La circulation des hommes et des marchandises est une source de pollution importante à travers le monde, comme le témoigne les régulières alertes à la pollution atmosphérique. En France, le secteur du transport est le principal contributeur en émissions de Gaz à Effet de Serre (GES). Ainsi, en 2013, près de 340 milliards de tonnes-kilomètres (le produit d'une quantité de marchandises par une distance parcourue) ont transité sur le territoire français dont près de 289 milliards sont attribuables à la route [SOeS, 2015]. Le transport routier est le mode qui émet le plus de CO₂, NO_x, CO, COVNM (Composé Organique Volatil Non Méthanique), particules et cuivre. Une diminution de la quantité émise de CO₂, dont les émissions représentent 96 % des émissions de GES, a été observée à partir de 2004 [SOeS, 2015]. Deux raisons sont avancées [SOeS, 2015] : un ralentissement de la croissance de la circulation routière couplé à l'augmentation de la part de véhicules diesel moins émetteurs en CO₂. Cependant, il semblerait que cette deuxième raison soit erronée. En effet, une étude chimique de la combustion de ces 2 carburants montre une émission en CO₂ par litre plus faible dans le cas de l'essence. De plus, la motorisation diesel est à l'origine de pollutions dues aux NO_x et aux particules dont les méfaits sont aujourd'hui signalés. De plus, les véhicules demandent également des infrastructures spécifiques qu'il faut régulièrement entretenir afin d'assurer la sécurité des usagers et de conserver la fonction structurelle et le niveau de service. Enfin, la production du véhicule, sa maintenance et sa fin de vie sont aussi responsables d'impacts environnementaux.

Lors d'une Analyse de Cycle de Vie (ACV), la phase de transport est une étape récurrente. En effet, les différents matériaux extraits ou recyclés en vue de la fabrication d'un produit doivent être transportés jusqu'au lieu de leur transformation et de leur assemblage. Ensuite, une nouvelle phase de transport intervient pour apporter le produit fabriqué jusqu'à l'utilisateur. Enfin, au moment de la fin de vie, le produit qu'il soit revalorisé ou mis en décharge doit être une nouvelle fois transporté, que ce soit vers un centre de recyclage ou une installation de stockage.

Lorsque l'on prend l'exemple d'un matériau de construction comme le béton, diverses phases de transport peuvent être listées comme :

- La distance entre le lieu d'extraction des différents composants du béton (le ciment, les granulats, les adjuvants...) et son lieu de production ;
- La distance de transport jusqu'à l'utilisateur : un chantier de construction par exemple ;
- La distance jusqu'à son exutoire : le béton et les matériaux inertes, en général, peuvent être soit enfouis dans une installation de stockage pour déchet inerte ou bien valorisés sous forme de granulats recyclés en sous couches routières.

Cette liste n'a pas vocation à être exhaustive : on pourrait également rajouter le transport des ouvriers travaillant sur les différents sites de production ou le transport des machines de démolition par exemple.

La contribution relative de la phase de transport sur les résultats finaux dépendra de différents paramètres parmi lesquels nous pouvons citer :

- La distance de transport : cette donnée semble la plus évidente, plus la distance parcourue sera importante, plus la contribution du transport sera elle aussi importante. Un produit dont la phase de transport est dominante sera qualifié de mobile tandis qu'un produit parcourant une faible distance de transport sera dit fixe [Jolliet, 2005] ;
- La nature de la marchandise : selon l'encombrement et la masse volumique du produit à transporter, l'influence du transport sera différente. Par exemple, le facteur limitant pour le transport du béton et du polystyrène sera respectivement la masse et le volume ;
- Le moyen de transport : selon les caractéristiques du moyen de transport utilisé (la nature et la quantité d'énergie, la capacité en charge...), la contribution de cette phase sera variable ;
- Les choix méthodologiques : Lorsque l'on se concentre sur la phase de fin de vie, le transport peut devenir le principal contributeur aux impacts finaux. Coelho [Coelho, 2012] cite la thèse de Blengini [2006] qui a mis en évidence le fait que 93 % des impacts environnementaux avaient pour origine le transport tandis que les 7 % restants étaient dus à l'abattage du bâtiment ;
- Les catégories d'impact choisis : la consommation de carburant induit le rejet de substances telles que le CO₂, les NOx ou les hydrocarbures (HC) dont les contributions sont variables selon l'indicateur. Les catégories d'impact les plus sensibles à ces flux sont le réchauffement climatique, l'acidification, l'eutrophisation, la toxicité humaine [Jorgensen, 1996] ou la destruction de la couche d'ozone stratosphérique. Ces constatations sont cohérentes avec les résultats du chapitre 2 où sur la figure 17 nous constatons la contribution importante du transport sur les catégories comme la déplétion des ressources, l'acidification, le réchauffement climatique, la destruction de la couche d'ozone stratosphérique ;
- Les sources/modèles utilisés : Mötzl [Mötzl, 2009], compare deux sources possibles : HBEFA et Ecoinvent. La première est le HBEFA (HandBook Emission Factors for road transport) qui se focalise sur la phase opérative du transport. Elle fournit des données sur la consommation de carburant et les émissions en CO₂, NOx, particules et COV, notamment selon la catégorie de véhicules, son âge, son taux de charge, les conditions de circulation ou la déclivité de la route. Ecoinvent donne également des informations sur la phase opérative mais avec moins de précisions (pas de variation selon le taux de charge ou les conditions de la route par exemple). Cependant, cette deuxième base de données intègre l'amortissement des infrastructures routières.

Nous avons vu dans le chapitre 2 que le transport, avec la phase de mise en décharge, avait une contribution non négligeable sur les résultats finaux. De plus, il est important de noter que nous avons utilisé la base de données Ecoinvent dont les modèles de transport sont détaillés et accessibles dans le rapport n°14 [Spielmann, 2007]. Cependant, ses modèles sont des modèles moyens et globaux qui ont été développés indépendamment de la nature des marchandises et des systèmes considérés. Or, les chantiers de démolition sont des systèmes d'études possédant des caractéristiques propres : les déchets sont globalement évacués par

des camions effectuant des rotations. Ceux-ci effectuent l'aller à pleine charge et reviennent vides au retour. Il semble donc important d'adapter les modèles Ecoinvent notamment au niveau de la charge moyenne et de la consommation de carburant. Ce chapitre se focalisera donc sur la modélisation du transport des déchets par camion. Dans un premier temps, nous détaillerons le modèle Ecoinvent puis dans un deuxième temps nous adapterons ce modèle aux caractéristiques des chantiers de démolition, notamment au niveau de la consommation de carburant et de la charge moyenne.

3.1 La modélisation du transport routier dans Ecoinvent

La modélisation du transport routier dans nos études de cas s'est basée sur le module « *Transport, lorry, 16-32 t, EURO 4 /RER* ». Les différents termes de ce module sont maintenant expliqués :

- « Lorry » : le transport est effectué en camion ;
- « 16-32 t » se réfère à la catégorie de camions utilisée. On retrouve également les catégories 3.5- 7.5 t, 3.5-16t, 7.5-16t, 20-28t et >32t ;
- « EURO 4 » : précise la réglementation en termes d'émissions respectée par le véhicule. Ecoinvent permet de choisir entre les réglementations EURO 3, EURO 4 et EURO 5. En réalité, il existe des notations spécifiques pour distinguer les normes d'émissions pour les camions et les voitures. Ainsi, les normes des voitures sont suivies d'un chiffre arabe tandis que celles des camions sont suivies d'un chiffre romain [ADEME, 2014]. Dans le cadre de la thèse, nous nous intéressons uniquement aux camions mais par souci d'homogénéité avec la notation Ecoinvent les normes des camions seront notées avec les chiffres arabes ;
- « RER » : spécifie pour quelle région géographique, les données ont été calculées. Il existe dix possibilités : RER pour un contexte européen et CH pour un contexte Suisse.

Le tableau suivant récapitule l'ensemble des modules disponibles pour la modélisation du transport :

Module	Unité
Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO 3, RER	tkm
Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO 4, RER	tkm
Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO 5, RER	tkm
transport, lorry 3.5-16t, fleet average, RER	tkm
transport, lorry 3.5-20t, fleet average, RER	tkm
Transport, lorry 7.5-16t, EURO 3, RER	tkm
Transport, lorry 7.5-16t, EURO 4, RER	tkm
Transport, lorry 7.5-16t, EURO 5, RER	tkm
Transport, lorry >16t, fleet average, RER	tkm
Transport, lorry >28t, fleet average, CH	tkm

Transport, lorry 20-28t, fleet average, CH	tkm
Transport, lorry 28t, rape methyl ester 100%, CH	tkm
Transport, lorry 16-32t, EURO3, RER	tkm
Transport, lorry 16-32t, EURO 4, RER	tkm
Transport, lorry 16-32t, EURO 5, RER	tkm
Transport, lorry >32t, EURO 3, RER	tkm
Transport, lorry >32t, EURO 4, RER	tkm
Transport, lorry >32t, EURO 5, RER	tkm

L'ensemble de ces modules est exprimé en tkm c'est à dire des tonnes-kilomètres. Une tonne-kilomètre est définie comme le transport d'une tonne de marchandises sur une distance de 1 kilomètre. De plus, il est important de noter que 15 tkm peuvent représenter à la fois le transport de 15 tonnes de marchandises sur un kilomètre ou bien le transport d'une tonne de produit sur 15 kilomètres. Le transport peut être également modélisé non pas selon une tonne kilomètre mais directement par son chargement comme dans la thèse de Bernd Polster [Polster, 1995]. La charge représente, selon la densité de marchandises transportée, soit le poids soit le volume. Le transport est alors estimé par la relation entre le poids ou le volume de la marchandise et la charge pleine du camion.

Afin de réduire les pollutions issues du transport, des normes d'émissions ont commencé à voir le jour au début des années 1990. Cette réglementation est devenue de plus en plus stricte, comme le présente le tableau 27 [DGTIM, 2011] :

Normes	Textes de référence	Mise en application	NOx (g/kWh)	CO (g/kWh)	HC (g/kWh)	Particules (g/kWh)
Euro 0	88/77	01/10/1990	14,4	11,2	2,4	-
Euro 1	91/542 (A)	01/10/1993	9	4,9	1,23	0,36
Euro 2	91/542 (B)	01/10/1996	7	4	1,1	0,15
Euro 3	1999/96	01/10/2001	5	2,1	0,66	0,13
Euro 4	1999/96	01/10/2006	3,5	1,5	0,46	0,02
Euro 5	1999/96	01/10/2009	2	1,5	0,46	0,02
Euro 6	Règlement (CE) n°595/2009	31/12/2013	0,4	1,5	0,13	0,01

Le tableau 27 présente l'évolution normative concernant les exigences envers les poids lourds, bus et cars. Les voitures doivent également respecter des normes d'émissions dont les seuils sont différents.

Dans la version 2.2 d'Ecoinvent [Frischknecht, 2007], des données concernant des camions respectant les normes EURO 3, 4 et 5 sont accessibles [Spielmann, 2007]. Le choix de l'utilisateur quant au module adéquat à utiliser reposera, quand il sera en possession des informations, sur l'ancienneté du camion ou bien à partir d'une moyenne du parc existant. Ainsi, un camion mis en circulation avant octobre 2006 devrait être modélisé par un camion EURO 3. Notre choix dans les modélisations du chapitre précédent s'est porté sur le module

« *Transport, 16-32t, EURO 4, RER* ». Il s'agit d'un compromis : nous considérons un camion que l'on pourrait qualifier de « moyen » en termes d'âge, ni trop vieux ni trop récent. À l'instar des autres modules de camions, le procédé « *Transport, 16-32t, EURO 4, RER* » modélise une motorisation diesel. En effet, les poids lourds marchandises, c'est-à-dire les camions dont le poids total autorisé est supérieur à 3,5 tonnes, fonctionnent presque exclusivement au diesel [OFEV, 2013]. Ce constat semble également fait en France [SOeS, 2015], où la distinction diesel/essence pour les Véhicules Utilitaires Légers (VUL) est réalisée ce qui n'est pas le cas pour les véhicules lourds.

La description approfondie de ce module est maintenant détaillée. Pour la suite, ce module et la méthodologie qui lui est associée (l'approche en tkm) sera qualifiée de méthode de référence.

3.2 Description du module « *Transport, 16-32 t, EURO 4, RER* »

Ce process Ecoinvent intègre la consommation de carburant (*Operation, lorry 16-32t, EURO 4*), l'amortissement du véhicule (production (*Lorry 28 t*), la maintenance (*Maintenance, lorry 28 t*) et la fin de vie (*Disposal, lorry 28 t*)), l'amortissement des infrastructures routières (fabrication de la route (*Road*), sa maintenance (*Operation, maintenance, road*) et sa fin de vie (*Disposal, road*). L'ensemble de ces processus est récapitulé dans le tableau 28 :

Tableau 28 : Description du module " <i>Transport, lorry 16-32t, EURO 4, RER</i> "				
Processus	Zone géographique couverte	Infrastructure	Valeur	Unité
<i>Operation, lorry 16-32t, EURO 4</i>	RER	Non	$1,7346 \cdot 10^{-1}$ (D1)	km
<i>Lorry 28 t</i>	RER	Oui	$3,2123 \cdot 10^{-7}$ (D2)	unité
<i>Maintenance, lorry 28 t</i>	CH	Oui	$3,2123 \cdot 10^{-7}$ (D2)	unité
<i>Disposal, lorry 28 t</i>	CH	Oui	$3,2123 \cdot 10^{-7}$ (D2)	unité
<i>Road</i>	CH	Oui	$1,2935 \cdot 10^{-3}$ (D3)	mètre*année (m*a)
<i>Operation, maintenance, road</i>	CH	Oui	$2,0331 \cdot 10^{-4}$ (D4)	mètre*année (m*a)
<i>Disposal, road</i>	RER	Oui	$1,2935 \cdot 10^{-3}$ (D3)	mètre*année (m*a)

Ce module est principalement constitué de processus d'infrastructures. Certains sont adaptés à la situation suisse comme les opérations de maintenance de la route faute de données plus globales au niveau européen. Afin de pouvoir adapter ce module « *Transport, lorry, 16-32t, EURO 4, RER* » à la fois au contexte français et au cas spécifique des chantiers de démolition, il est important de connaître les données et les hypothèses posées pour le calcul des valeurs des différents sous-processus. Pour cela, dans le tableau 28, nous notons D1, D2, D3 et D4 les valeurs des sous-processus (appelés « demand factors ») :

- D1 la valeur du module « *Operation, lorry, 16-32 t, EURO 4, RER* » ;
- D2 la valeur pour l’amortissement du camion (production, maintenance et fin de vie) ;
- D3 la valeur pour l’amortissement de la route (production et fin de vie) ;
- D4 la valeur pour la maintenance de la route.

Nous allons expliciter les calculs des valeurs D1, D2, D3 et D4 afin de comprendre comment ont été construits les 7 sous-processus présentés dans le tableau 28. Dans la suite de ce chapitre, les modules « *Transport, lorry, 16-32 t, EURO 4/RER* » et « *Operation, lorry, 16-32 t, EURO 4, RER* » seront respectivement appelés modules « *Transport* » et « *Operation* ».

3.2.1 « *Operation, lorry 16-32t, EURO 4, RER* »

Le module « *Operation* » dont l’unité est le km, comptabilise les flux liés à la consommation de carburant et aux différentes émissions, comme montré sur la figure 25.



Figure 25 : Description du module "*Operation, lorry 16-32t, EURO 4, RER*"

Le module est construit en considérant une charge moyenne transportée de 5,76 t [Spielman, 2007]. Pour obtenir cette valeur de charge moyenne, une moyenne a été calculée sur une période donnée, pour une catégorie de camion donnée sur la quantité de marchandises transportée par ces camions selon le nombre de kilomètres parcourus [EVEA forum, 2013]. Or, l’unité du module «*Transport*» est le tkm soit l’acheminement d’une tonne de marchandises sur un kilomètre. Il faut donc ramener le module « *Operation* » à une tonne de marchandises transportée. Pour cela, il suffit de diviser par la charge moyenne.

$$D1 = \frac{1}{CM (16-32t)} \quad (1)$$

$$D1 = \frac{1}{5,76} = 1,73.10^{-1}$$

Avec :

- CM (16-32t) : la charge moyenne de la catégorie 16-32t exprimée en t.

On retrouve bien la valeur de D1 donnée dans le tableau 28.

3.2.2 « Lorry 28 t / RER », « Maintenance, lorry 28 t / RER » et « Disposal, lorry 28 t / CH »

Les flux principaux constituant le module de fabrication du camion sont présentés sur la figure 26 :

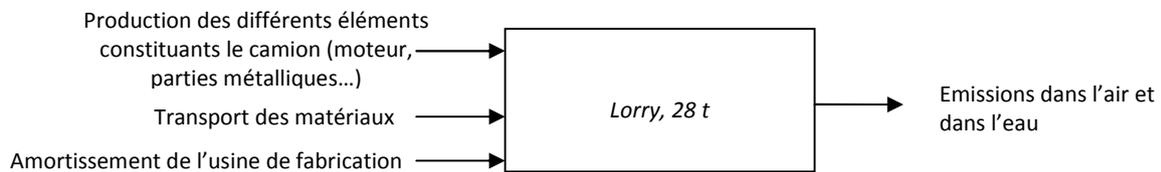


Figure 26 : Description du module "Lorry, 28 t"

Plusieurs sources ont été utilisées pour modéliser la fabrication du camion : une partie de la composition en matériaux est issue d'une déclaration produit d'un constructeur de poids lourds [Volvo Trucks, 2004], l'autre provient de deux rapports environnementaux d'une entreprise située en Allemagne et de ses sous-traitants [MAN Nutzfahrzeuge, 2000 et 2002]. Ces études se sont notamment intéressées à la fabrication du moteur et des différentes parties métalliques ainsi qu'à l'assemblage final. Le transport des matériaux (par route ou rail) et l'amortissement de l'usine fabriquant le camion sont également intégrés.

Les flux principaux constituant le module de maintenance du camion sont présentés sur la figure 27 :

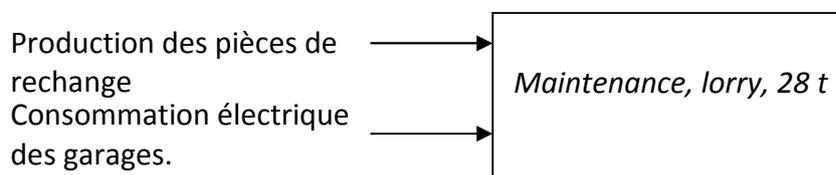


Figure 27 : Description du module "Maintenance, lorry 28 t"

Sur la figure 27, aucune émission n'est représentée. Cela signifie qu'il n'y a aucune émission dans l'air, l'eau ou le sol directement attribuable au module « Maintenance, lorry, 28t ». Cependant, les émissions de la production des pièces de rechange ou de la consommation électrique des garages sont intégrées, c'est-à-dire les émissions des sous-procédés. La même remarque peut être faite pour les figures 28 et 32.

Les flux principaux constituant le module de fin de vie du camion sont présentés sur la figure 28 :

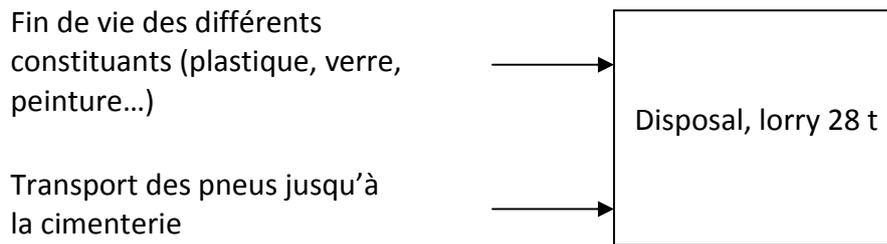


Figure 28: Description du module "*Disposal, lorry 28 t*"

La fin de vie du camion comprend l'incinération des plastiques, du verre, des résidus de zinc et de la peinture, le transport des pneus jusqu'à une cimenterie, et l'incinération de l'huile. Une allocation dite « cut off » est appliquée sur les parties métalliques (acier, aluminium et cuivre) et les pneus. Cette approche considère que les impacts liés au recyclage sont attribués au cycle de vie du produit utilisant la matière recyclée, ce même cycle de vie étant exempté des impacts liés à la production des matières premières. Dans notre cas, la production des parties métalliques est prise en compte tandis que leur collecte et leur recyclage seront considérés dans le cycle de vie des produits utilisant les matériaux recyclés [Frischknecht, 2010].

Le calcul de D2 permet de quantifier la quantité de camion amortie à chaque tkm parcourue. Pour ce faire, on se base sur la performance du camion tout au long de son cycle de vie, c'est-à-dire la distance totale parcourue durant sa phase d'utilisation et la quantité de marchandises transportée en moyenne. À l'instar du calcul de D1, celui de D2 va utiliser une charge moyenne (5,76 t). Au final, pour chaque tkm parcourue, le camion est amorti de :

$$D2 = \frac{1}{DVK (16-32t) * CM (16-32t)} \quad (2)$$

$$D2 = \frac{1}{540\,000 * 5,76} = 3,21 \cdot 10^{-7}$$

Avec :

- DVK : la durée de vie kilométrique, c'est-à-dire le nombre de kilomètres parcourus tout au long de la phase d'exploitation exprimée en km ;
- CM : la charge moyenne, c'est-à-dire la quantité moyenne de marchandises transportées par un camion de la catégorie 16-32t exprimée en t.

Les données sur la performance kilométrique et la charge moyenne se retrouvent dans le rapport Ecoinvent 14 [Spielmann, 2007] respectivement dans les tableaux 5-14 page 21 et 5-118 page 92.

Nous retrouvons bien la valeur de D2 donnée dans le tableau 28.

3.2.3 « Road / CH » et « Disposal, road / CH »

Les flux principaux constituant le module de production de la route sont présentés sur la figure 29 :

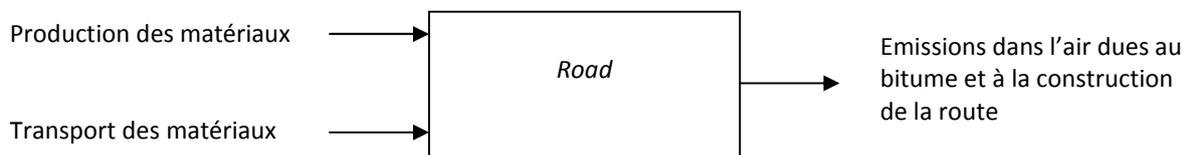


Figure 29 : Description du module "Road"

La production et le transport des matériaux constituant la route (granulats, bitume et béton) ainsi que les émissions dues à la construction de la route sont pris en compte. Les détails de ces couches routières sont donnés sur la figure 30.

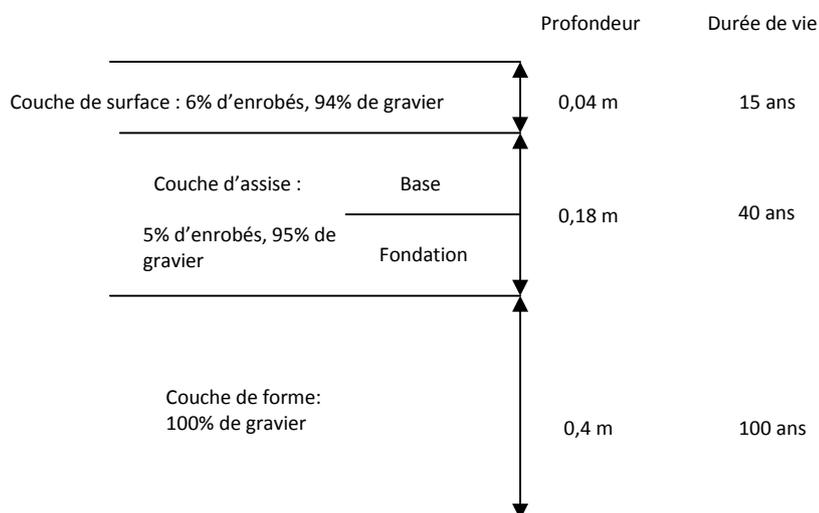


Figure 30: Caractéristiques des différentes couches routières d'une route suisse

La quantité totale de matériaux utilisée dépendra de la catégorie de la route. Les routes suisses sont classées en 4 types de routes : les autoroutes, les routes de classe 1, 2 et 3. 10 % des autoroutes ont une couche de surface constituée de béton. Cette fraction de route n'est pas représentée sur la figure 6 mais est prise en compte dans les calculs. L'inventaire a été réalisé pour une route moyenne suisse dont la durée de vie est de 100 ans avec des durées de vie différentes pour les diverses couches. Les impacts de la construction de ponts et de tunnels sont également intégrés.

Les chaussées des routes françaises sont, quant à elles, réalisées en enrobés bitumineux à chaud. Ces chaussées correspondent aux chaussées utilisées sur les routes départementales et communales qui représentent 98 % de la longueur du réseau routier français dont les caractéristiques sont présentées sur la figure 31 issue de la FDES d'une chaussée en enrobés bitumineux à chaud [Bio Intelligence Service, 2014] :



Figure 31 : Les couches d'une chaussée d'une route française [Bio Intelligence Service, 2014]

Les profondeurs des couches routières dans les deux pays sont équivalentes : la couche d'assise constituée des couches de base et de fondation est égale à 18 cm dans les deux pays tandis que la couche de surface en France et en Suisse est respectivement de 6 et 4 cm. Les couches d'accrochage ne sont pas mentionnées dans le rapport Ecoinvent [Spielmann, 2007]. Pour modéliser l'entretien, Ecoinvent s'appuie sur les durées de chacune des couches reportées à la durée de vie totale de 100 ans. En France, seule la couche de surface sera modifiée : elle fera l'objet de rechargement ou d'enlèvement et de remplacement. Les compositions des couches sont semblables dans les deux pays.

La couche de forme a une fonction mécanique. Son épaisseur dépendra de la nature et des caractéristiques de cette couche ainsi que de la Partie Supérieure des Terrassements (PST) qui est le sol support sur lequel repose la couche de forme. Le guide technique « Réalisation des Remblais et des couches de forme » [SETRA, 2000] permet de calculer l'épaisseur de la couche de forme. Dans les annexes, cette épaisseur varie entre 0,2 et 0,8 m et des valeurs généralement situées aux alentours de 0,35 m. Les GNT (Graves Non Traités) sont généralement utilisées dans ces couches. Que ce soit l'épaisseur ou la nature des matériaux, les couches de forme françaises et suisses sont comparables.

Les flux principaux constituant le module de fin de vie de la route sont présentés sur la figure 32 :

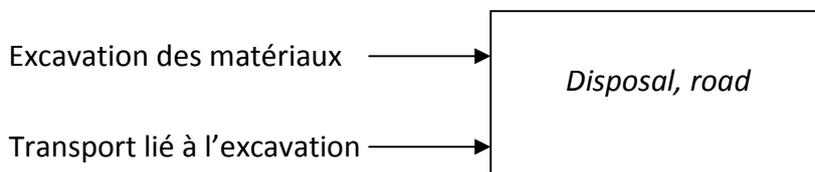


Figure 32 : Description du module "Disposal, road"

Il contient l'excavation de la route et le transport associé à cette excavation. Les impacts liés au recyclage de ces terres excavées ne sont pas pris en compte.

Le calcul du facteur D3 permet d'estimer la quantité de route amortie chaque année pour 1 tkm parcourue. Ce calcul de l'amortissement de la route (construction et fin de vie) doit tenir compte du fait que les voies routières sont partagées par un grand nombre d'utilisateurs ne disposant pas de la même catégorie de véhicules (camions, voitures, moto...). L'usure de la

route est liée au poids des véhicules, à leur chargement ainsi qu'au nombre de kilomètres parcourus par chacun d'entre eux.

En premier lieu, on commence par calculer la « pression » subie par le réseau routier européen durant une année. Elle s'exprime comme la somme pour chaque catégorie de véhicules du produit des kilomètres parcourus par le poids brut d'un véhicule (appelé Gtkm gross-ton kilometre performance). Ce poids brut correspond à la somme de la charge moyenne et du poids net du camion. Dans le cas des camions de 16-32 t auxquels cette étude s'intéresse, le rapport Ecoinvent considère un poids de 10 t et une charge moyenne de 5,76 t, soit une charge brute de 15,76 t. Ils ont parcouru $1,09 \cdot 10^{11}$ km lors de l'année de référence [Spielmann, 2007].

Cette « pression » ainsi calculée, il s'agit alors d'allouer une portion de route par Gtkm. L'ensemble du réseau routier européen est estimé à 4 848,2 milliers de km (Tableau 5-116 de la page 91) [Spielmann 2007]. Ce réseau routier européen correspond à la somme des longueurs des différentes catégories de routes. On retrouve les autoroutes, les routes nationales, régionales, le réseau secondaire et une catégorie « Autres routes » dont on ne connaît pas le détail. En divisant cette longueur totale par la pression calculée précédemment, on alloue une portion de route à chaque Gtkm sur une année. Cette approche ne permet pas de différencier les endommagements causés sur chacune des catégories de route. De plus, les routes ne présentent pas le même trafic et les chaussées ne sont pas dimensionnées de la même façon selon leur importance et selon le pays où elles se trouvent ne subissant pas le même endommagement au passage d'un camion par exemple.

Enfin, il s'agit alors de ramener cette allocation à une tkm, c'est-à-dire à la marchandise transportée et non au poids brut. En multipliant cette allocation par le ratio poids brut / charge moyenne, on obtient l'amortissement de la route pour 1 tkm.

La formule finale est donc :

$$D3 = \frac{LRR_e}{\sum (PK_i * PB_i)} * \frac{PB (16-32t)}{CM (16-32t)} \quad (3)$$

$$D3 = \frac{LRR_e}{\sum Gtkm_i} * \frac{PB (16-32t)}{CM (16-32t)}$$

$$D3 = 1,30E^3$$

Avec :

- LRR_e : la longueur de réseau routier européen, c'est à dire la somme des longueurs des différentes catégories de routes exprimée en km ;
- PB : le poids brut, soit la somme de la charge moyenne et le poids net d'un véhicule exprimée en t ;

- PK : la performance kilométrique, soit la quantité de kilomètres parcourus par une catégorie de véhicules pendant 1 an exprimée en km ;
- CM : la charge moyenne exprimée en t ;
- Gtkm : le produit de la PK et du PB exprimé en tkm ;
- i : une catégorie de véhicules.

Les différentes étapes de calcul sont maintenant explicitées. Dans un premier temps, on calcule le Gtkm total à partir des données du tableau 5-118 page 92 [Spielmann, 2007] :

$$\sum Gtkm_i = Gtkm (\text{van}) + Gtkm (\text{camion } 3,5-7,5 \text{ t}) + Gtkm (\text{camion } 7,5-16\text{t}) + Gtkm (\text{camion } 16-32\text{t}) \\ + Gtkm (\text{camion } >32\text{t}) + Gtkm (\text{voiture}) + Gtkm (\text{moto}) + Gtkm (\text{Bus}) + Gtkm (\text{autocar})$$

$$\sum Gtkm_i = PK (\text{van}) * PB (\text{van}) + PK (\text{camion } 7,5-16\text{t}) * PB (\text{camion } 7,5-16\text{t}) + PK (\text{camion } 16-32\text{t}) \\ * PB (\text{camion } 16-32\text{t}) + PK (\text{camion } >32\text{t}) * PB (\text{camion } >32 \text{ t}) + PK (\text{voiture}) * PB (\text{voiture}) \\ + PK (\text{moto}) * PB (\text{moto}) + PK (\text{bus}) * PB (\text{bus}) + PK (\text{autocar}) * PB (\text{autocar})$$

$$\sum Gtkm_i = 3,01.10^{11} * 2,7 + 5,88.10^{10} * 6,0 + 2,27.10^{10} * 10,8 + 1,09.10^{10} * 15,76 + 9,33.10^{10} * 29,7 + \\ 2,93502.10^{12} * 1,3 + 5,84701.10^{11} * 0,2 + 8,28.10^9 * 12 + 2,37.10^{10} * 11,9$$

$$\sum Gtkm_i = 1,02.10^{13} \text{ tkm}$$

Dans un second temps, cette valeur est utilisée pour calculer la valeur de D3 de la catégorie « 16-32 t ». La longueur du réseau routier européen est donnée dans le tableau 5-116 page 91 tandis que le poids brut et la charge moyenne sont fournis par le tableau 5-118 [Spielmann, 2007] :

$$D3 = \frac{4\,848,2.10^6}{1,02.10^{13}} * \frac{15,76}{5,76} = 1,30.10^{-3}$$

On retrouve la valeur de D3 donnée dans le tableau 28.

3.2.4 « Operation, maintenance, road / CH »

Les flux principaux constituant le module de maintenance de la route sont présentés sur la figure 33 :

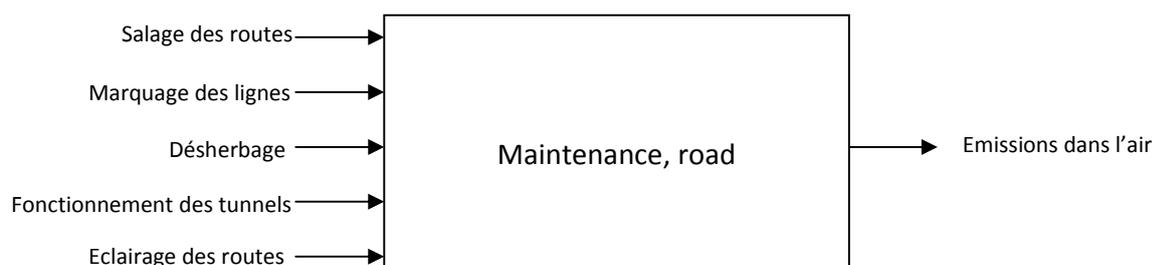


Figure 33 : Description du module "Maintenance, road"

Il comprend l'ajout de sel pour dégeler (viabilité hivernale), le marquage des lignes, le désherbage, l'éclairage des routes et des tunnels et la ventilation des tunnels. Le renouvellement de la route n'est pas intégré puisqu'il l'est déjà dans le module « Road ».

Le calcul de D4 permet de quantifier la longueur de route entretenue annuellement pour 1 tkm.

Pour estimer les impacts de la maintenance, on passe par l'occupation temporelle de l'infrastructure qui, en première approximation, est reliée au kilométrage effectué par chaque catégorie de véhicules. On alloue une portion de route à entretenir à chaque kilomètre parcouru. Pour obtenir l'allocation finale pour une tkm d'un camion de 16-32 t, il suffit de diviser par la charge moyenne qui est égale à 5,76 t.

$$D4 = \frac{LRR_e}{\sum PK_i} * \frac{1}{CM(16-32t)} \quad (4)$$

Avec :

- LRR_e : la longueur de réseau routier européen, c'est à dire la somme des longueurs des différentes catégories de routes exprimée en km ;
- PK : la performance kilométrique, soit la quantité de kilomètres parcourus par une catégorie de véhicules pendant 1 an exprimée en km ;
- CM : la charge moyenne exprimée en t ;
- i : une catégorie de véhicules.

Les différentes étapes du calcul sont maintenant explicitées. Dans un premier temps, la somme des performances kilométriques annuelles de chaque catégorie de véhicule est calculée :

$$\begin{aligned} \sum PK_i &= PK(\text{van}) + PK(\text{camion } 7,5-16t) + PK(\text{camion } 16-32t) + PK(\text{camion } >32t) + PK \\ &(\text{voiture}) + PK(\text{moto}) + PK(\text{bus}) + PK(\text{autocar}) \\ \sum PK_i &= 3,01 \cdot 10^{11} + 5,88 \cdot 10^{10} + 2,27 \cdot 10^{10} + 1,09 \cdot 10^{10} + 9,33 \cdot 10^{10} + 2,93502 \cdot 10^{12} + 5,84701 \cdot 10^{11} \\ &+ 8,28 \cdot 10^9 + 2,37 \cdot 10^{10} \\ \sum PK_i &= 4,14 \cdot 10^{12} \text{ km} \end{aligned}$$

Dans un second temps, cette valeur est utilisée pour calculer la valeur de D4 de la catégorie « 16-32 t ».

$$D4 = \frac{4\,848,2 \cdot 10^6}{4,14 \cdot 10^{12}} * \frac{1}{5,76} = 2,03 \cdot 10^{-4}$$

On retrouve la valeur de D4 donnée dans le tableau 28.

Conclusion partielle

En regardant plus en détail la construction du module « *Transport* », plusieurs points d'amélioration apparaissent. Le premier concerne la non prise en compte du retour à vide et ses implications quant aux émissions des camions. En effet, dans le cas des chantiers de démolition, il est fréquent que les camions chargés de déposer les déchets en décharge ou sur les plateformes de recyclage et de tri reviennent à vide. On estime que 45 % des parcours dans le secteur de la construction sont réalisés à vide [SOeS, 2014]. Leur consommation en carburant et les émissions induites seront donc différentes. De plus, la charge moyenne pour les camions de 16-32 t est de 5,76 t ce qui semble un chiffre relativement faible. Il s'explique par le fait qu'aucune distinction n'est réalisée entre des camions transportant des déchets du BTP et ceux transportant des marchandises alimentaires par exemple. Les premiers sont limités par la masse tandis que les seconds sont limités par le volume. La charge des camions varie en réalité de manière importante selon la nature des marchandises transportées.

Nous nous proposons donc d'adapter la méthode de référence selon les caractéristiques des camions utilisés sur les chantiers de démolition. Nous allons dans un premier temps ajuster la quantité totale de carburant consommée en considérant que la moitié du trajet est réalisée à charge utile maximale et l'autre moitié à vide.

3.3 La prise en compte de la variation de la charge des camions

L'adaptation aura d'abord des conséquences sur les quantités d'émissions produites par les camions à chaque kilomètre parcouru. Un camion chargé à son maximum autorisé consommera plus de carburant et émettra plus de polluants qu'un camion à vide.

3.3.1 Prise en compte du retour à vide

Afin de s'adapter au cas spécifique des chantiers de démolition dont l'étape d'évacuation des déchets impliquent des rotations de camions et donc des retours à vide, la prise en compte de la variation de la consommation a été proposée à partir de la formule (5) suivante présente dans le fascicule de données FD P01-015 [AFNOR, 2006] :

$$38/100 * km * (1/3 * Cr/24 + 2/3 + T_{RAV} * 2/3) * N \quad (5)$$

Avec :

38/100 (soit 38 litres aux 100 kilomètres) la consommation de carburant d'un camion de 24 t de charge utile plein. La charge utile est la quantité maximale de marchandises qu'un camion peut transporter.

km : la distance de transport du produit

Cr : la charge réelle dans le camion comprenant la masse des emballages et des palettes

T_{RAV} : pourcentage du taux de retour à vide

N : le nombre de camions nécessaires pour transporter cette quantité

Vides, les camions consomment moins de carburant lors de leur trajet retour. Cette diminution se retrouve par le facteur 2/3 associé au paramètre T_{RAV} . Si nous nous plaçons dans le scénario d'un camion ($N = 1$) plein ($Cr = 24$ tonnes) transportant des déchets jusqu'à une installation de stockage par exemple située à un kilomètre ($km = 1$) et revenant vide ($T_{RAV} = 1$), nous obtenons alors à l'aide de la formule (5) :

$$\begin{aligned}\text{Quantité de diesel} &= 38/100 * 1 * (1/3 * 24/24 + 2/3 + 1 * 2/3) * 1 \\ &= 38/100 * 5/3 \\ &= 0,633 \text{ L}\end{aligned}$$

Ainsi, un trajet d'un kilomètre soit deux kilomètres aller-retour demande pour un camion de 24 t de charge utile parti plein et revenu vide une quantité de 0,633 L de diesel. En d'autres termes, un camion plein consommera 0,38 L par kilomètre parcouru tandis que vide il consommera 0,253 L, soit 0,633 L sur une distance totale de 2 km. Pour simplifier les calculs, nous considérons un kilomètre moyen englobant une charge pleine à l'aller et un retour à vide. Dans notre flux de référence, nous utiliserons donc une quantité de 0,3165 L (valeur différente de celle utilisée dans Ecoinvent, comme explicité dans la partie 3.3.2.7). De plus, il est important de noter que considérer une variation linéaire de la consommation en fonction de la charge est une approximation.

Cette quantité de carburant peut se reporter dans le module « *Operation* ». Si nous modifions la quantité de diesel de ce procédé, la quantité d'émissions sera également modifiée. Nous nous attelons donc maintenant à une description plus précise du module « *Operation* » pour comprendre comment sont calculées les différentes émissions.

3.3.2 Description du module « *Operation* »

Ce module comprend l'ensemble des sous-processus liés au fonctionnement du véhicule soit la quantité de carburant, les émissions du moteur sortant du pot d'échappement et celles dues à l'abrasion des pneus.

Les différentes émissions selon leur source ou l'approche méthodologique utilisée ont été séparées en 6 catégories :

- Les émissions dans l'air issues de la consommation en diesel (Groupe 1) ;
- Les émissions dans l'air issues du pot d'échappement (Groupe 2) ;
- Les émissions d'hydrocarbures qui sont dérivées de la fraction totale d'émissions (Non-Methan HydroCarbons) (Groupe 3) ;
- Les émissions dans l'air restantes issues du pot d'échappement (Groupe 4) ;
- Les émissions dans l'air qui ne sont pas issues du pot d'échappement incluant des fractions de métaux lourds (Groupe 5) ;

- Les émissions de métaux lourds allant dans l'eau et le sol issues de l'abrasion des pneus. (Groupe 6)

Groupe 1	Dioxyde de carbone, dioxyde de soufre, cadmium, cuivre, chrome, nickel, sélénium, zinc, plomb, mercure, chrome IV
Groupe 2	Monoxyde de carbone, oxydes d'azote, particules et hydrocarbures
Groupe 3	Méthane, toluène, benzène, xylène, formaldéhyde, acétaldéhyde, hydrocarbures non méthaniques
Groupe 4	Ammoniac, protoxyde d'azote, hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP)
Groupe 5	Particules, zinc, cuivre, cadmium, chrome, nickel, plomb, benzopyrène
Groupe 6	Zinc, cuivre, cadmium, chrome, nickel, plomb

Le tableau 29 récapitule l'ensemble des éléments de chacun des 6 groupes. On peut d'ores et déjà remarquer qu'un élément peut apparaître dans plusieurs groupes différents.

3.3.2.1 Groupe 1

Cette première catégorie d'émissions peut directement être reliée aux substances à l'aide de facteurs d'émissions qui définissent la quantité de substances émise par kg de carburant brûlé. Les facteurs d'émissions suivants sont donnés dans le tableau 30 :

Substance	Quantité (en mg/kg)	Source
Dioxyde de carbone	3,17E ⁰⁶	[EMEP/CORINAIR, 2006]
Dioxyde de soufre	100	[EMEP/CORINAIR, 2006]
Cadmium	0,01	[EMEP/CORINAIR, 2006]
Cuivre	1,7	[EMEP/CORINAIR, 2006]
Chrome	0,05	[EMEP/CORINAIR, 2006]
Chrome IV	1,0.10 ⁻⁴	Source non connue : hypothèse que 0.2% de chrome est émis sous forme de chrome IV.
Nickel	0,07	[EMEP/CORINAIR, 2006]
Sélénium	0,01	[EMEP/CORINAIR, 2006]
Zinc	1	[EMEP/CORINAIR, 2006]
Plomb	1,1.10 ⁻⁷	[Jungbluth, 2003]
Mercure	2,10 ⁻⁵	[Jungbluth, 2003]

Lorsqu'on applique ces facteurs d'émissions à la quantité de diesel indiquée dans le module « Operation », soit 0,20539 kg de « diesel, low-sulphur, at regional storage », nous retrouvons précisément la valeur indiquée pour certains des flux du tableau 5. Par exemple,

pour le mercure, le facteur d'émissions est de 2.10^{-5} mg par kg de diesel, soit pour 0,20539 kg une quantité émise de mercure de :

$$\text{Quantité émise de mercure} = \text{facteur d'émission} * \text{quantité de carburant} = (2.10^{-5} / 1\ 000\ 000) * 0,20539 = 4,11.10^{-12} \text{ kg}$$

Pour d'autres flux comme le cadmium, la quantité calculée par nos soins se révèle différente du résultat présent dans le module. Cela s'explique par le fait que les sources d'émissions de cadmium sont multiples : le carburant bien sûr mais également l'abrasion des pneus et des freins tandis que les émissions de mercure sont uniquement reliées au diesel.

3.3.2.2 Groupe 2

Les données européennes sont issues de [REMOVE, 2007] qui précise les émissions des flux du groupe 2 selon la catégorie des camions (3.5-7.5t ; 7.5-16t ; 16-32t et >32t) et la norme d'émissions respectée (EURO 3, 4 ou 5). Elles sont regroupées dans le tableau 5.53 page 45 du rapport Ecoinvent [Spielmann, 2007]. Dans le tableau 31, seules les valeurs de la catégorie 16-32 t sont données :

Émission / Polluant	Valeur (en g/km)
Monoxyde de carbone	$4,3.10^{-2}$
Oxydes d'azote (NOx)	3,4
Particules	$2,1.10^{-2}$
Hydrocarbures	$6,7.10^{-3}$

Le tableau initial dans le rapport n'indique pas les unités mais par déduction des résultats finaux implémentés, ils sont donnés en g/km.

3.3.2.3 Groupe 3

Les données utilisées pour quantifier les flux du groupe 3 consultables dans le tableau 32 proviennent de l'[EMEP/CORINAIR, 2006] et sont indiquées comme une fraction des émissions totales en hydrocarbures non méthaniques.

Émission / Polluant	Valeur (en g/km)
Hydrocarbures non méthaniques	$1,8.10^{-3}$
Méthane	$5,0.10^{-3}$
Toluène	$1,8.10^{-7}$
Benzène	$1,3.10^{-6}$
m, p, o Xylène	$1,6.10^{-5}$
Formaldéhyde	$1,5.10^{-4}$
Acétaldéhyde	$8,3.10^{-5}$

Le tableau initial dans le rapport n'indique pas les unités mais, par déduction des résultats finaux implémentés, ils sont donnés en g/km.

3.3.2.4 Groupe 4

La quantification du protoxyde d'azote est donnée par [TREMOVE, 2007] tandis que pour l'ammoniac on se réfère à la donnée suisse en première approximation [Keller, 2004]. Une estimation brute est donnée pour les HAP (Hydrocarbure Aromatique Polycyclique) de 1.10^{-6} g/km.

3.3.2.5 Groupe 5

En premier lieu, cette 5^{ème} catégorie regroupe les particules émises, que ce soit par l'abrasion des pneus, des freins ou de la route. Différentes tailles de particules se retrouvent dans l'air dont les quantités sont tirées de la littérature ([Camatini, 2001] pour l'abrasion des pneus, [EMEP/CORINAIR, 2003] pour l'abrasion des freins). Par contre, aucune source n'est mentionnée pour l'abrasion de la route.

Taille des particules	Unité	Quantité
TSP-PM10	g/km	0,057
PM10-PM2.5	g/km	0,062
PM2.5	g/km	0,035

D'autre part, cette catégorie reprend également les émissions de métaux lourds issues de l'abrasion des pneus et des freins. Celles-ci proviennent de [EMEP/CORINAIR, 2003] dont les données sont reprises dans le tableau 34 :

Espèces	Abrasion du pneu (en ppm)	Abrasion du frein (en ppm)
Zinc	430	270
Cuivre	1,8	370
Cadmium	0,3	2,7
Chrome	0,4	115
Nickel	0,9	133
Plomb	1	50

3.3.2.6 Groupe 6

En réalité seule une fraction des métaux lourds due à l'abrasion des pneus est émise dans l'air. La fraction restante est relâchée dans l'eau et dans le sol. Comme aucune information n'est disponible à ce sujet alors en première approximation, Ecoinvent pose l'hypothèse que 50% est émis dans le sol et l'autre moitié dans l'eau.

Tableau 35 : Données pour calculer les émissions dans le sol et l'eau des métaux lourds dans le cas d'un camion de 28 tonnes		
	Unité	Valeur
Kilométrage total du véhicule	km	540 000
Durée de vie d'un lot de pneu	km	75 000
Masse d'un pneu	kg	47,5
Pertes	%	20%
Abrasion par pneu	kg	9,5
Nombre de pneus par véhicule	unités	12
Nombre de pneus par véhicule tout au long de son cycle de vie	unités	86,4
Abrasion totale	g/km	1,52
Émissions dans l'air	g/km	0,1530
Pertes restantes	g/km	1,37

Explicitons le calcul réalisé pour parvenir à la donnée 1,37 g/km.

Un pneu possède une durée de 75 000 km et pèse 47,5 kg. Sur cette masse totale, 20 %, soit 9,5 kg par pneus, sont rejetés dans l'environnement à cause du phénomène d'abrasion. En admettant un nombre de pneus égal à 12 par véhicule, un camion aura besoin de :

$$\text{Nombre total de pneus} = \frac{540\,000}{75\,000} \times 12 = 86,4 \text{ pneus}$$

Sachant qu'on constate 9,5 kg de pertes par pneu, nous obtenons une abrasion totale sur la durée de vie du véhicule de :

$$\text{Abrasion totale} = \frac{86,4 * 9,5 * 1000}{540\,000} = 1,52 \text{ g / km}$$

Il suffit alors de soustraire les émissions dans l'air à ce total et répartir les pertes restantes de manière égale dans l'eau et le sol.

Résultat d'analyse du modèle

D'après cette première analyse, il semblerait que lorsqu'on modifie la quantité de carburant consommée par un camion, seuls les flux constituant le groupe 1 doivent être modifiés. Notre but, maintenant, est donc de modifier le module « *Operation* » afin de prendre en compte les modifications induites sur la valeur des émissions de la nouvelle quantité de carburant calculée dans la partie 3.3.1.

3.3.2.7 Modification du module « *Operation* »

Nous devons d'abord changer la quantité initiale de diesel par la quantité calculée dans la partie 3.3.1. soit 0,3165 L par km. En considérant une masse volumique pour le diesel de 840 kg par m³ nous obtenons par conversion :

$$\text{Masse de diesel nécessaire} = \frac{0,3165 * 840}{1\ 000} = 0,26586 \text{ kg}$$

Cette quantité est plus importante que dans le module « *Operation* » initial où une quantité de carburant de 0,20539 kg était consommée sur 1 km.

À partir de cette nouvelle donnée, il s'agit alors de modifier les flux des substances du groupe 1 dont la quantité est directement liée à la quantité de diesel consommée. Nous pouvons les diviser en deux catégories : les substances que l'on retrouve uniquement dans le groupe 1 (CO₂, SO₂, Se, Hg) et celles dont les sources d'émissions sont variées et qui apparaissent dans d'autres groupes (Zn, Cu, Cd, Cr, Ni et Pb). Ces deux sous-catégories seront respectivement appelées groupe 1A et groupe 1B.

Pour le groupe 1A, il suffit de calculer le produit de la masse de diesel nécessaire (soit 0,26586 kg) avec le facteur d'émission de la substance retranscrit dans le tableau 30. Les valeurs des flux obtenus sont données dans le tableau 36 :

Flux	Facteur (en mg/kg)	Valeur finale (en kg)
Dioxyde de carbone	3172.10 ³	0,843
Dioxyde de soufre	100	2,66.10 ⁻⁵
Sélénium	0,01	2,66 ⁻⁹
Mercure	2.10 ⁻⁵	5,32 ⁻¹²

Concernant les éléments du groupe 1B, nous devons dans un premier temps, estimer pour chacune de ces substances la quantité d'émissions dans l'air qui n'est pas issue de la consommation de carburant. Pour cela, nous reprenons le module « *Operation* » initial, c'est-à-dire celui présent initialement dans Ecoinvent et qui ne peut être modifié afin de réaliser cette estimation. Nous relevons la quantité totale de ces substances émises dans l'air à laquelle nous soustrayons la quantité émise liée directement au carburant brûlé.

Dans un deuxième temps, dans le module « *Operation* » modifié, nous calculons la quantité émise de chaque substance avec la nouvelle masse de diesel nécessaire à laquelle nous additionnons la quantité d'émissions dans l'air qui n'est pas issue de la consommation de carburant pour intégrer le retour à vide. Ces différentes données sont regroupées dans le tableau 37 :

Flux/Substance	Émission totale module initial (en kg)	Émission due au carburant (en kg)	Émission indépendante du carburant (en kg)	Émission du carburant dans le nouveau module (en kg)	Émission totale dans le nouveau module (en kg)
Cadmium	$2,59.10^{-9}$	$2,05.10^{-9}$	$5,39.10^{-10}$	$2,66.10^{-9}$	$3,20.10^{-9}$
Cuivre	$1,99.10^{-6}$	$3,49.10^{-7}$	$1,64.10^{-6}$	$4,52.10^{-7}$	$2,10.10^{-6}$
Chrome	$3,32.10^{-8}$	$1,03.10^{-8}$	$2,29.10^{-8}$	$1,33.10^{-8}$	$3,62.10^{-8}$
Nickel	$3,07.10^{-8}$	$1,44.10^{-8}$	$1,63.10^{-8}$	$1,86.10^{-8}$	$3,48.10^{-8}$
Plomb	$1,05.10^{-7}$	$2,26.10^{-14}$	$1,05.10^{-7}$	$2,92.10^{-14}$	$1,05.10^{-7}$
Zinc	$8,13.10^{-7}$	$2,05.10^{-7}$	$6,08.10^{-7}$	$2,66.10^{-7}$	$8,74.10^{-7}$

Exemple du calcul dans le cas du cadmium :

L'émission totale de cadmium dans l'air dans le module initial est directement récupérée à partir de la base de données Ecoinvent. Le produit de la quantité de carburant dans le module initial avec le facteur d'émission du cadmium permet d'obtenir l'émission directement liée au diesel.

$$\begin{aligned}
 \text{Émission de cadmium due au carburant} &= \text{Facteur d'émissions} \times \text{Quantité de carburant} \\
 &= (0,01 / 1\,000\,000) * 0,20539 \\
 &= 2,05.10^{-9} \text{ kg}
 \end{aligned}$$

Nous calculons à partir du précédent résultat et des émissions totales, les émissions de cadmium indépendantes de la consommation, soit :

$$\begin{aligned}
 \text{Émissions de cadmium indépendantes du carburant} &= \text{Emissions totales de cadmium dans le module initial} - \text{Emissions de cadmium dues au carburant} \\
 &= 2,59.10^{-9} - 2,05.10^{-9} \\
 &= 5,39.10^{-10} \text{ kg}
 \end{aligned}$$

Ensuite, nous faisons la somme des émissions de cadmium dues à la quantité de carburant consommée et celles indépendantes de cette consommation.

$$\begin{aligned}
\text{Emissions totales de cadmium} &= \text{Emissions dues au carburant dans le nouveau module + émissions} \\
\text{dans le nouveau module} &\quad \text{indépendantes de la consommation de carburant} \\
&= 0,26586 \cdot (0,01 / 1\,000\,000) + 5,39 \cdot 10^{-10} \\
&= 3,20 \cdot 10^{-9} \text{ kg}
\end{aligned}$$

Nous finissons par obtenir les émissions totales de cadmium dans le nouveau module. Ce calcul est répété pour les 5 autres substances.

Pour les autres groupes, nous ne modifions pas les flux car au niveau de nos connaissances actuelles, nous ne connaissons pas leurs variations selon le chargement du camion. Celui-ci pourrait influencer sur l'usure des freins ou les émissions du moteur issues du pot d'échappement.

3.4 Méthode « tkm »

L'adaptation de la méthode de référence permettra d'obtenir une méthode que l'on appellera « tonne kilométrique » abrégée en « tkm ». Il s'agit dans un premier temps de quantifier la valeur du module « *Operation* ». Puis, dans un second temps, de calculer les nouvelles valeurs de D2, D3 et D4 afin d'intégrer les processus d'infrastructures.

3.4.1 Calcul de D1

Il nous faut donc quantifier le module « *Operation* » précédemment modifié pour l'introduire dans le module « *Transport* ». Comme décrit dans la partie 3.2.1, pour passer de l'un à l'autre, il faut utiliser la charge moyenne. En reprenant le fascicule FD P01-015 [AFNOR, 2006] dont est issue la formule (5), une charge pleine utile de 24 t est donnée soit 12 t de charge moyenne si l'on considère un aller à pleine charge et un retour à vide. D'après la formule (1), nous obtenons alors :

$$D1 = \frac{1}{CM} = \frac{1}{12} = 8,33 \cdot 10^{-2}$$

Ce résultat représente le nombre de kilomètres parcouru pour 1 tkm amortie sur une nouvelle charge moyenne de 12 t.

Par contre, cette nouvelle donnée sur la charge moyenne aura une influence sur les paramètres d'infrastructures. La section suivante s'intéresse donc à l'intégration des infrastructures routières dans chacune des deux méthodes.

3.4.2 Intégration des processus d'infrastructures

Dans la base de données Ecoinvent, nous rappelons que divers processus d'infrastructures sont pris en compte dans la phase de transport : l'amortissement du camion (fabrication, maintenance et fin de vie) et celui de la route (fabrication, entretien et fin de vie). L'estimation de leur amortissement est donnée par les formules (2), (3) et (4).

Ces formules doivent donc être recalculées pour notre méthode « tkm » en intégrant les nouvelles données sur la charge moyenne et sur le poids brut dont les valeurs sont respectivement de 12 t et de 22 t. Nous appliquons ces trois formules avec le jeu de données suivant :

- Charge moyenne : 12 t (estimée à partir de la charge utile donnée dans le fascicule FD P01-015 [AFNOR, 2006] ;
- Durée de vie kilométrique : 540 000 km [Spielmann, 2007] ;
- Poids brut : 22 t. Le poids brut est la somme de la charge moyenne (12 t) et du poids net du camion estimé à 10 t [AFNOR, 2006] ;
- Longueur réseau routier : $4848,2 \cdot 10^6$ m [Spielmann, 2007] ;
- Performance kilométrique : tirée du tableau 5-118 du rapport Ecoinvent sur les transports [Spielmann, 2007].

3.4.2.1 Calcul de D2

Le coefficient D2 exprime l'amortissement du camion. Pour le calculer, le produit de la performance kilométrique et de la charge moyenne est utilisé. Ainsi, plus un camion aura une durée de vie grande et/ou une charge moyenne élevée plus son amortissement sera faible pour un tkm donné. En appliquant la formule (2), nous avons donc un amortissement de :

$$D2 = \frac{1}{\text{DVK (16-32t)} * \text{CM}} = \frac{1}{540\,000 * 12} = 1,54 \cdot 10^{-7}$$

3.4.2.2 Calcul de D3

Le coefficient D3 exprime l'amortissement de la fabrication et la fin de vie de la route. Son calcul repose sur la longueur du réseau routier européen, la performance kilométrique de chacune des catégories de véhicule, leur poids brut ainsi que la charge moyenne. Plus la charge moyenne sera élevée, plus l'amortissement sera faible. En utilisant la formule (3) et avec une charge moyenne de 12 t, nous avons donc :

$$D3 = \frac{\text{LRR}_e}{\sum (\text{PK}_i * \text{PB}_i)} * \frac{\text{PB (16-32t)}}{\text{CM}}$$

$$D3 = \frac{4\,848,2 \cdot 10^6}{1,02 \cdot 10^{13}} * \frac{22}{12} = 8,70 \cdot 10^{-4}$$

3.4.2.3 Calcul de D4

D4 quantifie l'amortissement de l'entretien de la route (marquage des lignes, désherbage...). On reprend la formule (4) pour calculer ce paramètre :

$$D4 = \frac{LRR_e}{\sum PK_i} * \frac{1}{CM}$$

$$D4 = \frac{4\,848,2 \cdot 10^6}{4,14 \cdot 10^{12}} * \frac{1}{12} = 9,77 \cdot 10^{-5}$$

Le tableau 38 regroupe les différents facteurs à rentrer pour modéliser le retour à vide :

Tableau 38 : Description du nouveau module "Transport, lorry 16-32 t, EURO 4, RER" d'après la méthode « tkm »				
Processus	Zone géographique couverte	Infrastructure	Valeur	Unité
« Operation, lorry 16-32t, EURO 4 »	RER	Non	$8,33 \cdot 10^{-2}$ (D1)	km
« Lorry 28 t »	RER	Oui	$1,54 \cdot 10^{-7}$ (D2)	unité
« Maintenance, lorry 28 t »	CH	Oui	$1,54 \cdot 10^{-7}$ (D2)	unité
« Disposal, lorry 28 t »	CH	Oui	$1,54 \cdot 10^{-7}$ (D2)	unité
« Road »	CH	Oui	$8,7 \cdot 10^{-4}$ (D3)	mètre*année (m*a)
« Operation, maintenance, road »	CH	Oui	$9,77 \cdot 10^{-5}$ (D4)	mètre*année (m*a)
« Disposal road »	RER	Oui	$8,7 \cdot 10^{-4}$ (D3)	mètre*année (m*a)

Pour chacun de ces facteurs, on retrouve des valeurs inférieures à celles du module initial. Chacun de ces 4 paramètres est réparti sur la charge moyenne. Or, comme nous avons considéré une charge moyenne plus grande (12 t contre 5,76 t précédemment), le taux d'amortissement est plus faible.

3.4.3 Comparaison entre la méthode de référence et la méthode « tkm »

Ces deux méthodes sont maintenant comparées. Pour cela, nous choisissons de les appliquer sur le transport des déchets inertes dans le scénario de démolition sélective présentée dans le chapitre 2. Cette phase de transport a nécessité 55 rotations de camions

pour acheminer 1 325 t de déchets inertes sur 23 kilomètres, soit 30 475 tkm. Les résultats sont montrés sur la figure 34 :

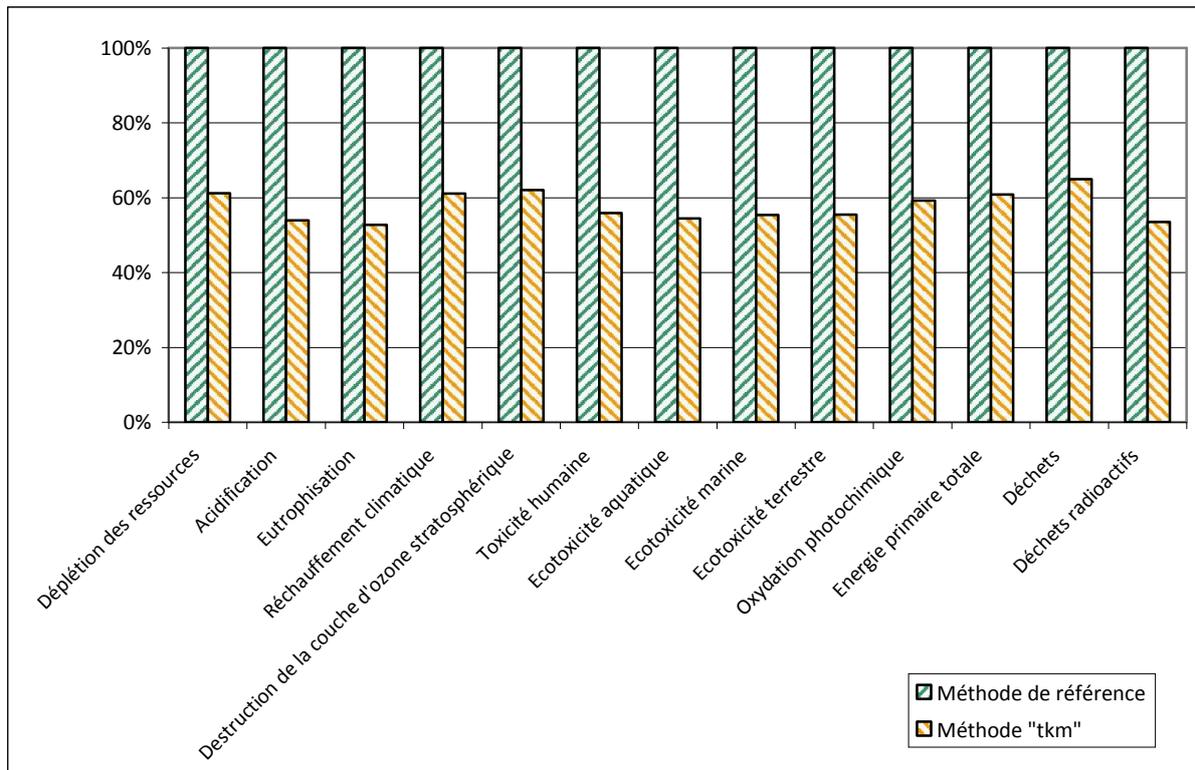


Figure 34 : Comparaison entre la méthode de référence (30475 tkm) et la méthode « tkm » (30475 tkm)

Ces deux méthodes ont comme unité de référence la tkm. Pour l'ensemble des catégories d'impacts, la méthode de référence présente des impacts environ 2 fois supérieurs à ceux de la méthode « tkm ». Ainsi, dans le cas des chantiers de démolition, l'utilisation de la méthode de référence induit une surestimation des impacts d'un facteur 2 de la phase de transport, quelle que soit la catégorie d'impact considérée.

Dans la méthode de référence, l'estimation du kilométrage est réalisée en divisant par la charge moyenne. Nous proposons donc maintenant une méthode qui s'affranchit de la charge moyenne et qui utilise une approche kilométrique : ce modèle de transport calculerait les impacts selon un nombre de kilomètres parcourus. Nous l'appellerons méthode kilométrique abrégée en « km ».

3.5 Méthode « km »

À l'instar de la méthode « tkm », nous devons calculer les nouvelles valeurs des paramètres D1, D2, D3 et D4.

3.5.1 Calcul de D1

Dans cette méthode « km », l'objectif est de pouvoir estimer les émissions liées au parcours d'un camion effectuant la moitié du trajet plein et l'autre vide c'est-à-dire, selon le nombre de kilomètres parcourus. En d'autres termes, cela revient à directement prendre le module modifié dans la partie 3.3.2.7. Nous avons donc une valeur de D1 égale à 1 i.e., le nombre de kilomètres parcourus ne sera pas amorti sur la charge moyenne.

3.5.2 Intégration des infrastructures routières

L'objectif est ici de relier l'amortissement des infrastructures non pas à une quantité de marchandises transportée sur une certaine distance mais à un nombre de kilomètres. Or, on remarque que les valeurs de D2, D3 et D4 sont toutes trois dépendantes de cette charge moyenne. Pour intégrer les processus d'infrastructures, il suffit de multiplier les valeurs initiales des 3 paramètres D2, D3 et D4 par la charge moyenne, soit 5,76 t. Il est également possible de reprendre les formules (2), (3) et (4) mais en enlevant la charge moyenne, soit les formules suivantes :

$$D2 = \frac{1}{DVK (16-32t)}$$

$$D3 = \frac{LRR_e}{\sum (PK * PB)} * PB (16-32t)$$

$$D4 = \frac{LRR_e}{\sum PK}$$

Par exemple, pour D2, l'amortissement du camion sera uniquement dépendant de la durée de vie exprimée en kilomètres du camion. Un camion 16-32 t est prévu pour un usage de 540 000 km. Sur un kilomètre, la valeur de D2 est donc de :

$$D2 = \frac{1}{540\ 000} = 1,85 \cdot 10^{-6}$$

Cette procédure est appliquée aux deux autres paramètres. Le tableau 39 regroupe les valeurs de paramètres pour D2, D3 et D4.

Tableau 39 : Valeurs de l'amortissement des infrastructures	
Paramètre	Valeur
D2	$1,85 \cdot 10^{-6}$
D3	$7,45 \cdot 10^{-3}$
D4	$1,17 \cdot 10^{-3}$

Avec l'intégration de ces processus d'infrastructures, le nouveau module ainsi construit permet de prendre en compte le retour à vide des camions d'un chantier de démolition. Il suffit de connaître la distance jusqu'au point de dépose des déchets (décharge, plateforme de tri/regroupement...) ainsi que le nombre de rotations pour utiliser ce module. Dans le cas où le nombre de rotations n'est pas connu, il s'agira alors au modélisateur d'estimer la capacité en charge du camion. Si celle-ci n'est pas accessible, en première approximation, il sera possible de prendre une charge utile de 24 t comme précisé dans le fascicule FD P01-015 [AFNOR, 2006].

La méthode proposée ci-dessus choisit délibérément de ne pas amortir les infrastructures sur la quantité de marchandises transportée. On s'affranchit alors de la charge moyenne.

3.5.3 Comparaison avec la méthode de référence

On rappelle que la méthode de référence qualifie la méthode Ecoinvent qui multiplie la quantité de marchandises à transporter par la distance à parcourir tout en considérant une charge moyenne de 5,76 t.

Le module de notre méthode « km » s'exprime avec une unité de référence en kilomètres. Dans notre cas, nous avons donc 55 rotations de 23 km, soit 1 265 km au total. Comme nous voulons comptabiliser le retour, qui plus est à vide, nous avons un flux de référence quantifié à 2 530 km. Nous comparons donc ces 2 530 km aux 1 325 t transportées sur 23 km, soit 30 475 tkm dans la méthode de référence. Les résultats de cette première comparaison sont donnés sur la figure 35 :

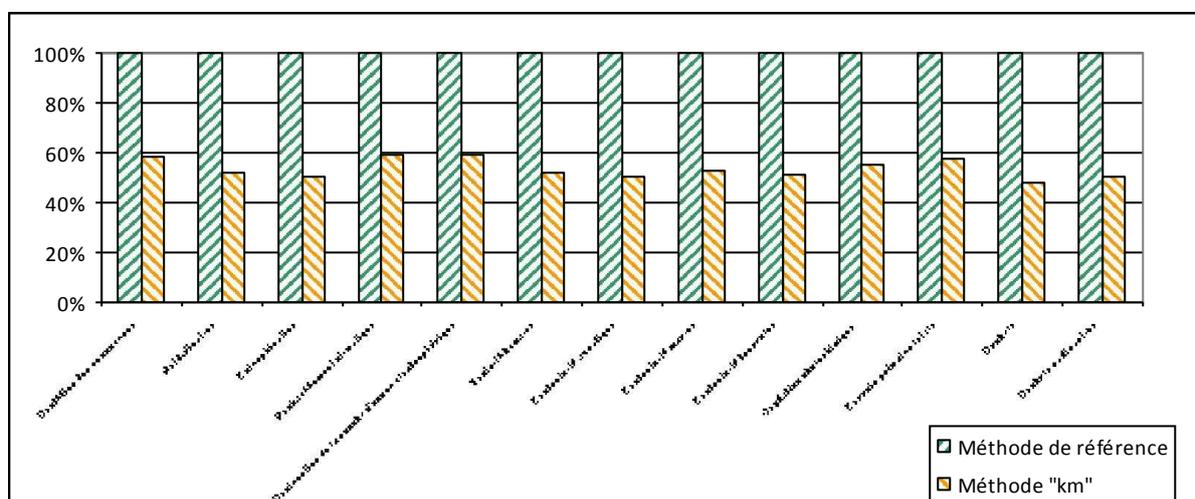


Figure 35 : Comparaison entre la méthode de référence (30475 tkm) et la méthode "km" (2530 km)

Lorsqu'on compare la méthode « km » à la méthode de référence, nous observons une tendance similaire que dans le premier cas : la méthode Ecoinvent dans le cas des chantiers de démolition surestime les impacts liés à la phase de transport d'un facteur 2.

3.6 Comparaison entre les méthodes « km » et « tkm »

Avant de comparer nos 2 méthodes, nous rappelons les caractéristiques principales et les données importantes pour chacune des méthodes dans le tableau 40.

Tableau 40 : Spécificités de chacune des 3 méthodes			
	Méthode de référence	Méthode « tkm »	Méthode « km »
Valeur de référence	30 475	30 475	2 530
Unité	tkm	tkm	km
Charge moyenne (en t)	5,76	12	-
Retour à vide	-	Spécifiquement intégré	Spécifiquement intégré
Infrastructure prise en compte	Oui	Oui	Oui

Chacune de ces méthodes a pour objectif de modéliser le transport de marchandises par camion. Leur point commun à chacune est d'intégrer des paramètres d'infrastructures. Celles-ci se calculant par rapport à la charge moyenne des véhicules de la catégorie, les paramètres d'amortissement auront des valeurs différentes car la charge moyenne n'est pas la même dans toutes les méthodes. Une autre différence importante est l'unité de référence considérée : la méthode « tkm » se distingue en s'exprimant en km et non en tkm comme les deux autres.

La comparaison entre les deux méthodes alternatives est réalisée : on analyse 2 530 km dans la méthode « km » et 30 475 tkm dans la méthode « tkm » dont les résultats sont montrés sur la figure 36 :

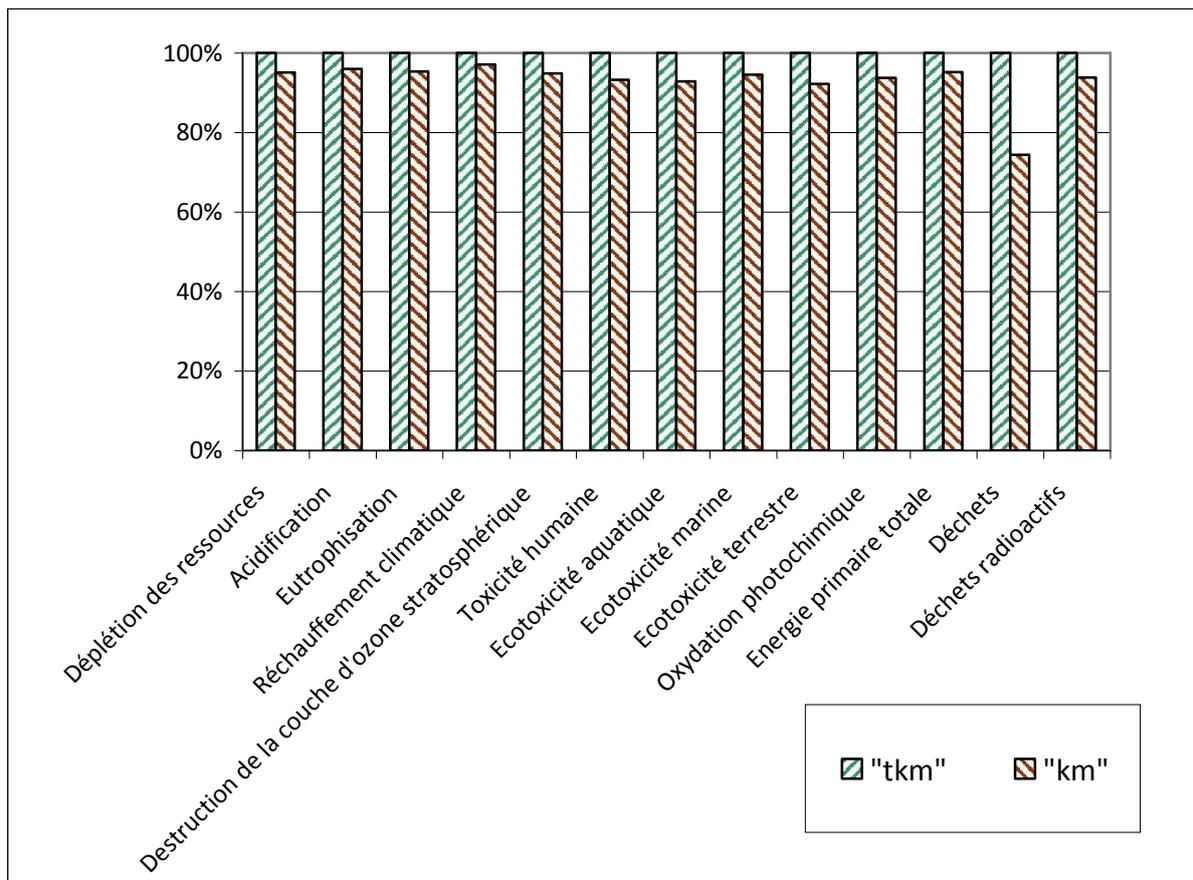


Figure 36 : Comparaison des deux méthodes alternatives

Cette comparaison permet de constater que le choix méthodologique, dans notre exemple, n’influe que peu sur les résultats finaux. Cela s’explique par le fait que ces deux méthodes comptabilisent un nombre de kilomètres similaires (2 530 et 2 540 km pour les méthodes « km » et « tkm » respectivement). Quant aux infrastructures, les contributions relatives finales de chaque module sont comparables. Dans la méthode « km » les valeurs des paramètres D2, D3 et D4 sont plus grandes mais multipliées par un flux de référence plus faible (2 530 km contre 30 475 tkm).

Conclusion

Ce chapitre nous a permis de proposer deux méthodes pour modéliser la phase de transport dans le cadre d’une étude ACV dans les cas spécifiques où des camions chargés doivent transporter des matériaux ou des déchets vers un lieu de stockage (permanent ou non) et reviennent vides. La première méthode a une approche méthodologique similaire à la méthode de référence, c’est à dire que l’unité de référence est en tkm. Pour nous adapter au contexte des chantiers de démolition, nous avons modifié le module « *Operation* » pour quantifier les impacts issus d’un camion parcourant 1 km à une charge moyenne de 12 t. L’ajustement de la valeur du paramètre D1 a permis de considérer le retour du camion ainsi que les nouvelles valeurs de D2, D3 et D4 induites par la nouvelle charge moyenne. Au final, la méthode « tkm » est globalement moins impactante que la méthode de référence. En effet, plus les valeurs de D2, D3 et D4 sont importantes, plus les impacts de l’amortissement des infrastructures seront grands. Or, les valeurs de ces impacts sont inversement

proportionnelles à la charge moyenne. Une charge moyenne plus importante entraîne donc des impacts plus faibles des infrastructures. Ces impacts plus faibles compensent l'augmentation des impacts liés à une consommation de diesel plus importante par kilomètre.

La seconde méthode a comme unité de référence un kilomètre moyen prenant en compte une variation linéaire de la consommation du camion selon s'il est chargé ou non. Les émissions liées au carburant et l'amortissement des infrastructures ont été adaptées. Une comparaison avec la méthode de référence a montré que celle-ci présentait systématiquement des impacts supérieurs quel que soit l'indicateur considéré, d'un facteur 2 environ.

De manière logique, lorsqu'on compare les méthodes « tkm » et « km » pour l'un des exemples développés au chapitre précédent nous retrouvons des résultats similaires.

Cet écart d'un facteur 2 montre la nécessité d'adapter les données, notamment la charge moyenne afin de mieux estimer les impacts liés au transport. Dans le cas d'un chantier de démolition, les impacts du transport peuvent donc être surestimés par la méthode de référence. Dans ce chapitre, les différents processus constituant le module « *Transport, lorry 16-32t, EURO 4, RER* » ainsi que les formules permettant de calculer les paramètres quantifiant la consommation de carburant et l'amortissement des infrastructures ont été explicités. Deux méthodes ont été proposées car plus adaptées au cas des chantiers de démolition. Ces méthodes ont respectivement comme unité le kilomètre et la tonne-kilomètre. Comment choisir entre ces méthodes ? De notre point de vue, la première alternative est la plus simple d'utilisation et la plus transparente : les kilomètres à comptabiliser peuvent être directement rentrés dans le module. Cependant, l'approche en tkm semble être plus proche de la réalité étant donné que la fonction d'un camion est bien de transporter des marchandises sur une certaine distance.

La figure 37 permet d'aider à la sélection de la méthode la plus pertinente selon les besoins de l'étude :

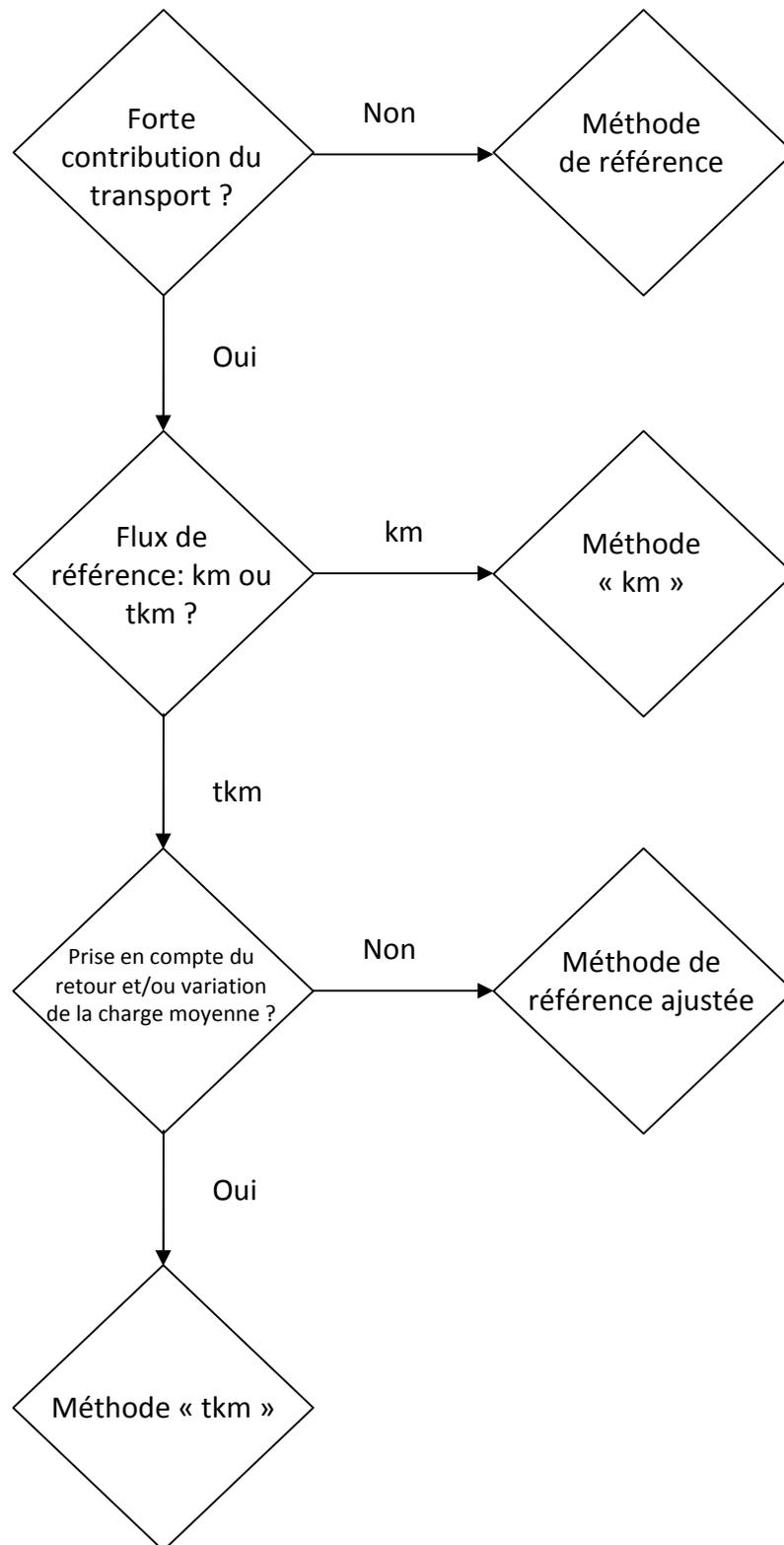


Figure 37 : Arbre de décision pour sélectionner la meilleure méthode pour la modélisation du transport

Lorsque la phase de transport a une contribution faible dans les résultats finaux d'une étude ACV, il semble facultatif d'affiner la modélisation étant donné que la méthode de référence surestime les impacts. Ensuite, la deuxième question à se poser est d'ordre méthodologique : est-il préférable d'avoir un flux de référence exprimé en km ou en tkm.

Dans le premier cas, la méthode alternative sera privilégiée tandis que dans le second cas un dernier choix devra être réalisé. S'il semble nécessaire de prendre en compte le retour à vide et/ou une charge moyenne différente de celle proposée par Ecoinvent, le choix de la méthode alternative sera justifié. Dans le cas contraire, c'est-à-dire si les données moyennées d'Ecoinvent sont suffisantes, alors l'utilisation de la méthode de référence avec un kilométrage ajusté est le choix le plus judicieux.

Plusieurs pistes d'amélioration pourraient être développées ultérieurement. La première concerne la consommation en carburant ainsi que les émissions associées : cette donnée pourrait être affinée. En effet, une variation linéaire est considérée entre un camion complètement chargé et un camion non chargé ce qui est une approximation. De plus, la quantification des émissions liées au carburant pourrait être améliorée, notamment pour les groupes 2, 3, 4, 5 et 6. Quant au paramètre D3 qui quantifie l'endommagement de la route à imputer à chaque catégorie de véhicule, il est calculé selon la performance kilométrique annuelle de chacune des catégories de véhicules (motos, voitures, camions...) ainsi que leur charge moyenne. Or l'endommagement du réseau routier n'est pas linéaire selon le poids du véhicule considéré. En réalité, les camions exercent une contrainte mécanique bien plus importante que les voitures et a fortiori que celle des motos. Ainsi, il pourrait être intéressant de réaliser un nouveau calcul de D3 en intégrant cette différence d'usure structurelle.

Enfin, certaines données comme le poids net du camion (i.e. le poids à vide) pourraient également être ajustées pour correspondre aux situations les plus récentes ou à venir. Ainsi, le poids net considéré pour la catégorie « 16-32 t » est 10 t. Les fiches techniques des camions les plus récents (www.volvotrucks.com, www.iveco.com) répondant à la réglementation EURO 6 donnent des poids à vide compris entre 6,5 t et 10 t.

La base Ecoinvent met à disposition des données sur le transport [Spielmann, 2007] qui constituent un apport indispensable pour la modélisation ACV. Ces données se retrouvent sous forme moyennées et permettent une première approximation des résultats d'impacts mais qui quelquefois ne permettent pas d'englober certaines complexités de la réalité. Cependant, pour certains cas spécifiques, il semble important d'affiner ces données afin d'assurer la qualité d'une étude. De plus, les réglementations, les innovations technologiques ou les caractéristiques techniques évoluent invariablement au cours du temps. Cette évolution logique oblige le praticien ACV à une meilleure compréhension de son système et des données utilisées afin de pouvoir apporter les ajustements nécessaires à son étude de cas. Ce chapitre s'est intéressé à une catégorie spécifique de camions respectant une réglementation spécifique mais ce travail pourrait être étendu aux autres catégories de camions voire aux autres types de transport.

Chapitre 4

La modélisation de la mise en décharge dans l'ACV

Sommaire

4.1 LA MODELISATION DES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DANS ECOINVENT	151
4.1.1 « <i>INERT MATERIAL LANDFILL</i> »	151
4.1.2 « <i>RESIDUAL MATERIAL LANDFILL</i> »	152
4.1.3 « <i>SANITARY MATERIAL LANDFILL</i> »	152
4.1.4 LIEN AVEC LES INSTALLATIONS DE STOCKAGE FRANÇAISES.....	153
4.2 « <i>INERT MATERIAL LANDFILL</i> ».....	153
4.2.1 ÉMISSIONS.....	153
4.2.2 INFRASTRUCTURE.....	155
4.3 <i>SANITARY LANDFILL</i>	155
4.3.1 INFRASTRUCTURE.....	156
4.3.2 LES EMISSIONS DES INSTALLATIONS « <i>SANITARY LANDFILL</i> ».....	159
4.3.3 ADAPTATION POUR DES DECHETS SPECIFIQUES	162
4.3.3.1 <i>Cas concret du zinc</i>	163
4.3.3.2 <i>Calcul des coefficients de transfert du zinc dans un déchet moyen</i>	163
4.3.3.3 <i>Coefficient de transfert du zinc dans le journal</i>	164
4.3.4 LE TRAITEMENT DES LIXIVIATS	165
4.4 ADAPTATION DU MODULE « <i>INERT MATERIAL LANDFILL</i> ».....	166
4.4.1 LA MANUTENTION DES DECHETS	167
4.4.2 LES INFRASTRUCTURES D'UNE ISDI.....	168
4.5 MODELISATION D'UNE ISDND.....	172
4.5.1 LA MANUTENTION DES DECHETS	174
4.5.2 LES INFRASTRUCTURES D'UNE ISDND	174
4.5.2.1 <i>La barrière passive</i>	176
4.5.2.2 <i>La barrière active</i>	177
4.5.2.3 <i>Récapitulatif</i>	178
4.5.3 LIXIVIATION ET DEGAGEMENTS GAZEUX.....	179
4.6 APPLICATION AUX CHANTIERS DE DEMOLITION	179
4.6.1 CAS DE LA DEMOLITION TRADITIONNELLE	179
4.6.2 CAS DE LA DEMOLITION SELECTIVE.....	181

En France, pour désigner la mise en décharge des déchets, différentes terminologies ont été utilisées au fil des années. Dans un premier temps, le terme « décharge » a été employé qui a ensuite été remplacé par « Centre d'Enfouissement Technique » (CET) puis en 1992 par « Centre de Stockage des Déchets Ultimes » (CSDU) pour appuyer le fait que seuls les déchets ultimes pouvaient être enfouis. Enfin, aujourd'hui, la réglementation (Arrêté du 9 septembre 1997 modifié par l'arrêté du 19 janvier 2006) lui préfère le terme « installation de stockage » (ISD). On remarque qu'ainsi, au fur et à mesure du temps, le vocabulaire est devenu de plus en plus policé passant d'un terme précis et sans équivoque « décharge » à un terme où la notion d'abandon légal de déchets n'est plus réellement présente : « installation de stockage ». Cette évolution de langage est également représentative de l'évolution technique nécessaire de ces installations face à une réglementation de plus en plus stricte. Des membranes protectrices évitant la lixiviation et des installations de captage et de valorisation des gaz de décomposition sont maintenant mises en place dans les ISD. Dans ce chapitre, ces deux termes (décharge et installation de stockage) seront utilisés de manière équivalente.

Pour rappel, la réglementation française distingue trois types d'installations de stockage :

- Les ISDD (Installations de stockage de Déchets Dangereux) : au nombre de 16, elles accueillent notamment les déchets du type amiante [Ministère du Développement Durable, 2011]. Le maillage de ces installations consultables sur une carte en annexe n'est pas homogène impliquant ainsi des distances de transport importantes ;
- Les ISDND (Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux) : environ 250 décharges de ce type existent en France [Rés'eau, 2013] dont la localisation a été effectuée sur une carte consultable en annexe ;
- Les ISDI (Installations de Déchets Inertes) : cette dernière catégorie est la plus difficile à estimer du fait de l'existence de nombreux dépôts illégaux [Van Kote, 2012]. Officiellement, on compte 600 installations de ce type et au moins autant d'illégalités (chiffre confirmé oralement lors d'une réunion RST Déchets). À noter que depuis le 1er janvier 2015, cette troisième catégorie de décharges a vu son statut juridique modifié (Décret du 12 décembre 2014). En effet, ces installations seront maintenant considérées comme des ICPE (Installations Classées pour la Protection de l'Environnement). Cette réglementation est appliquée depuis le 1er janvier 2015 sur les nouvelles ISDI et sur les extensions des ISDI existantes.

Traditionnellement, les déchets du BTP étaient envoyés en décharge. Cependant, la réglementation a évolué et seuls les déchets qualifiés d'ultimes sont censés être déposés en installation de stockage. Selon le code de l'environnement [Code de l'Environnement, 2003], un déchet est considéré comme ultime lorsqu'il « n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ». Néanmoins, il serait illusoire de penser que tous les matériaux valorisables sont valorisés, recyclés ou réemployés. Toutefois, cette notion reste vague et sujette à interprétation, notamment au moment de considérer quels moyens techniques sont acceptables économiquement puisque cette acceptabilité technique est fortement dépendante du contexte territorial. En effet, la

nature et la quantité des différents exutoires possibles seront variables selon les départements ou à l'échelle d'une région.

Les études décrites dans le chapitre 2 de cette thèse ont demandé de modéliser la mise en décharge totale (démolition traditionnelle) ou partielle (démolition sélective) des déchets générés par les deux techniques de démolition. De plus, les résultats de ces études ont montré la forte contribution de ces étapes de stockage dans les impacts environnementaux. Il a donc semblé intéressant de se pencher sur la façon dont les décharges sont modélisées dans la base de données Ecoinvent et ce afin de comprendre l'adéquation entre la modélisation ACV et la réalité du terrain sur le territoire national.

4.1 La modélisation des installations de stockage dans Ecoinvent

Ecoinvent se base sur la situation suisse quant à la gestion de la mise en décharge des déchets. Les modèles et les données utilisés dans la modélisation des décharges se trouvent dans le rapport Ecoinvent n°13 [Doka, 2009]. Pour modéliser la mise en décharge des déchets, l'utilisateur d'Ecoinvent dispose de trois modules principaux :

- Les « *inert material landfill* » ;
- Les « *residual material landfill* » ;
- Les « *sanitary landfill* ».

Ces trois décharges sont représentatives du système suisse. Les ICV de ces modules ont pour objectif d'être spécifiques à la nature des déchets, c'est-à-dire que les émissions sont dépendantes de la nature et de la quantité du déchet enfoui. Cependant, ce niveau de détail n'a pu être atteint pour l'ensemble des modules. Il est également important de préciser que chacun de ces modules est associé à un type de déchets : par exemple « *disposal, aluminium, 0% water, to sanitary landfill* » permet de modéliser la mise en décharge de déchets d'aluminium dans une installation du type « *sanitary landfill* ».

À noter que l'unité fonctionnelle de tous ces modules est exprimée en kilogramme de déchet. Précisons maintenant la nature des déchets accueillis dans chacune de ces installations.

4.1.1 « *Inert material landfill* »

Les déchets déposés dans cette catégorie de décharges contiennent un faible taux de polluants et sont chimiquement inertes. On retrouve donc des déchets affiliés « roches » ainsi que des matériaux minéraux comme les silicates, les carbonates et les aluminates. Les matériaux de terrassement propres ou faiblement pollués, l'asphalte et les déchets du bâtiment comme le béton, les briques, le verre ou le plâtre sont également acceptés.

4.1.2 « *Residual material landfill* »

Ces sites d'enfouissement accueillent principalement les résidus des incinérateurs municipaux et les déchets dangereux des industries. Ils reçoivent des déchets qui ne sont pas biologiquement et chimiquement réactifs avec l'eau : des cendres issues d'incinérateurs municipaux et des déchets industriels qui respectent les critères d'entrée.

4.1.3 « *Sanitary material landfill* »

Ce type de décharge accueille la plus grande diversité et quantité de déchets dont les détails (nature des déchets et tonnage) sont donnés dans le tableau 41 [Doka, 2009] :

Tableau 41 : Nature et tonnage des déchets accueillis dans les "Sanitary landfill"	
Nature	Tonnage (en t chaque année)
Déchets municipaux	291 681
Déchets de construction combustible	51 567
Boues de traitement de l'eau	9 270
Matériaux d'excavation	271 243
Matériaux d'excavation pollués	69 281
Matériaux inertes	93 047
Déchets de construction inorganiques	14 957
Autres déchets de construction triés	125 395
Déchets de construction non triés	8 564
Résidus d'incinérateurs municipaux	624 582
Déchets dangereux	92 149
Matériau résiduel	63 040
Autres	276 216
Total	1 991 532

Ces sites accueillent autant des déchets inertes, que des résidus d'incinération ou des déchets ménagers. Seuls les déchets liquides, contaminés et radioactifs et les explosifs ne sont pas autorisés. Ces décharges sont donc les plus demandées étant donné leur potentiel d'accueillir un grand nombre de déchets différents.

Il est également possible de trouver un « *residual material landfill* » en tant que compartiment d'un « *sanitary landfill* ». De même, une quatrième catégorie de décharge est mentionnée : « *slag compartments* » qui en réalité ne se trouve pas seule mais est décrite comme un compartiment d'un « *sanitary landfill* » qui accueille des cendres de l'incinération des déchets municipaux.

Ces 3 installations sont-elles comparables au mode de gestion français ?

4.1.4 Lien avec les installations de stockage françaises

Un premier lien relativement évident peut être fait entre les « *inert material landfill* » suisse et les ISDI françaises. En effet, ces deux types de décharges accueillent exclusivement des déchets inertes. Un deuxième lien peut être également mis en avant entre les « *residual material landfill* » suisse et les ISDD qui reçoivent les déchets dangereux ainsi que les résidus d'incinération. Un tel rapprochement n'est cependant pas possible entre les « *sanitary landfill* » et les ISDND. Comme le montre le tableau 41, les « *sanitary landfill* » accueillent à la fois des déchets dangereux, des déchets ménagers et des déchets inertes, ce qui peut être considéré comme un mélange des ISDD, des ISDND et des ISDI.

Les chantiers de démolition génèrent l'ensemble des trois catégories de déchets (inertes, non dangereux et dangereux). Néanmoins, comme nous avons choisi de ne pas prendre en compte le désamiantage dans nos systèmes d'études présentés dans la partie 2.3.1.3 du chapitre 2, nous nous sommes focalisés sur les décharges du type « *sanitary landfill* » et « *inert material landfill* » qui correspondent le plus à nos besoins de modélisation.

4.2 « Inert material landfill »

Dans ce premier type d'installation de stockage, plusieurs natures de déchets ont été modélisées (béton, peinture en émulsion, verre, gypse, plâtre, déchet inerte, résidus de calcaire, laine minérale, carton d'emballage, tuyau de gaz, peinture, enduit plastique, polyuréthane, résidus de production de silicone, acier, zéolithe). On remarque que certains de ses déchets comme le plâtre ou l'acier ne sont pas des déchets inertes. La figure 38 décrit, par exemple, le module de mise en décharge de déchets inertes dans cette catégorie d'installations :

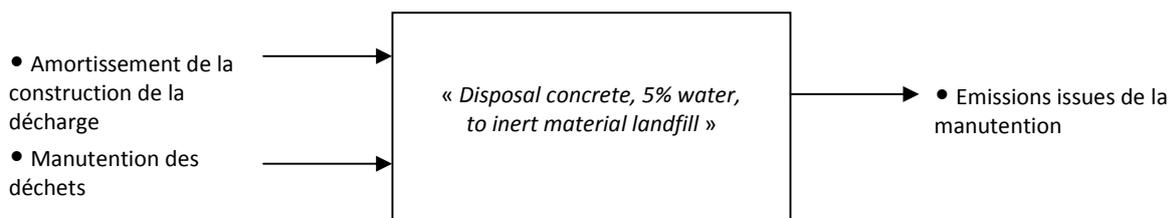


Figure 38 : Description du module "Disposal concrete, 5% water to inert material landfill"

4.2.1 Émissions

On remarque que seuls l'amortissement de l'infrastructure et la manutention des déchets sont intégrés. Cela signifie qu'indépendamment de la nature du déchet, les impacts seront identiques, comme le montre la figure 39 :

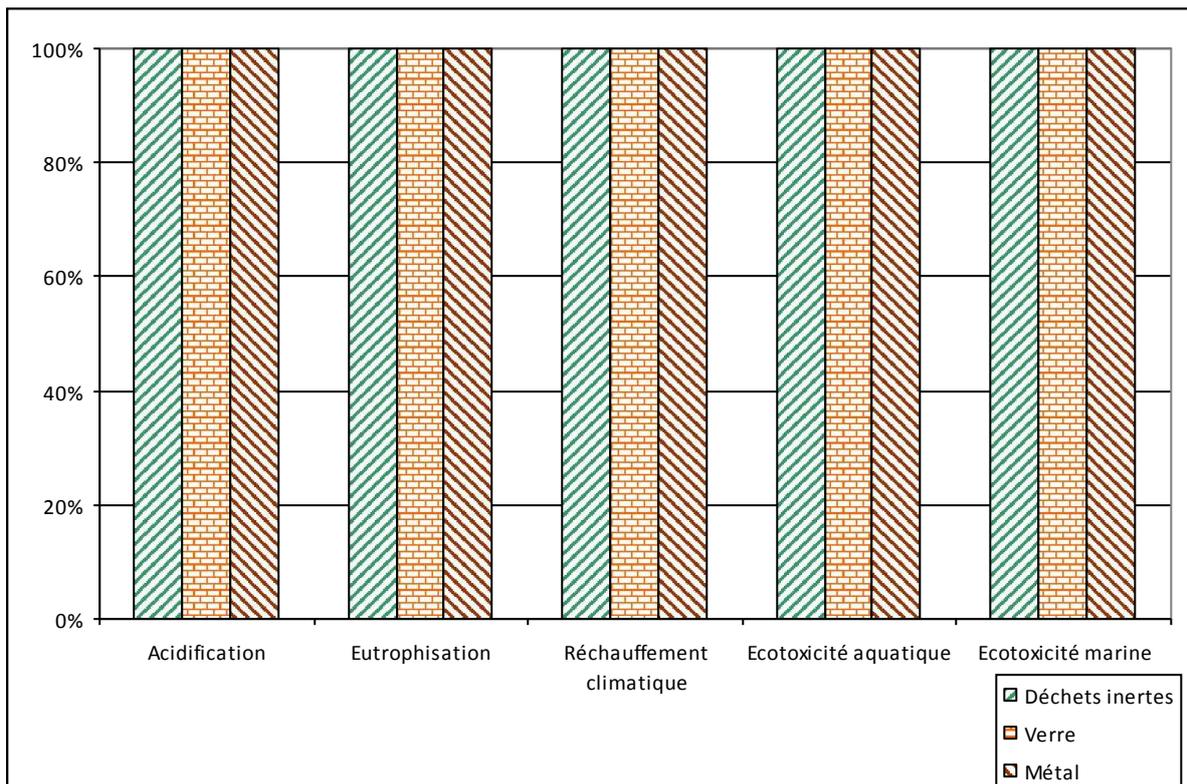


Figure 39: Impacts des déchets inertes, du verre et du métal dans une décharge du type "Inert material landfill"

En effet, nous avons comparé trois modules « *Disposal, inert waste, 5% waste, to inert material landfill* », « *Disposal, glass, 0% water, to inert material landfill* » et « *Disposal, steel, 0% water, to inert material landfill* » qui correspondent à la mise en décharge de déchets inertes, de verre et de métal. Nous avons choisi de ne représenter que 5 catégories d'impacts choisies de manière subjective car nous observons que les impacts sont identiques quel que soit l'indicateur considéré. La quantité de carburant nécessaire à la manutention d'un kg de déchet inerte est la même que celle nécessaire pour un kg de verre ou de métal. De plus, une capacité d'enfouissement de 675 000 t de déchets est considérée ; l'amortissement de l'infrastructure, indépendamment de la nature du déchet, est donc égal à :

$$\frac{1}{675\,000\,000} = 1,48 \cdot 10^{-09} \text{ unités}$$

Une nouvelle fois, quelle que soit la nature du déchet traité, l'amortissement de l'infrastructure sera identique.

L'utilisateur d'Ecoinvent a donc à sa disposition une quinzaine de modules du type « Inert material landfill » identiques. Cette absence d'inventaire des émissions des lixiviats n'est pas cohérente avec les objectifs fixés par Ecoinvent. Un modèle prenant en compte le comportement du déchet selon sa nature aurait dû ou devrait être développé ce qui explique la présence de ces modules donnant des résultats similaires [Doka, 2009].

4.2.2 Infrastructure

Dans cette catégorie de décharges, deux variantes existent : les installations construites avec une membrane étanche et un système de récupération des lixiviats et les installations n'en disposant pas. Comme il n'existe pas de chiffres précis sur cette donnée, Ecoinvent suppose une répartition équitable entre ces deux possibilités, soit une infrastructure moyenne dont la moitié de la surface serait équipée d'une barrière contre la lixiviation.

La décharge est modélisée comme une boîte rectangulaire de profondeur 15 mètres, de surface 30 000 m², soit un volume total de 450 000 m³. En considérant une densité moyenne de 1 500 kg/m³, on obtient une capacité totale de stockage de 675 000 t.

Le système de collecte est constitué des éléments suivants :

- Les flancs et la base recouverts du système d'étanchéité soit 40 400 m² ;
- 2 réseaux de tubes de drainage d'une longueur d'1 km chacun ;
- 4 réservoirs de récupération des lixiviats.

Il est important de noter que dans l'inventaire de l'infrastructure, même si le système de collecte est modélisé, les émissions de lixiviats ne sont pas prises en compte.

Enfin, une route est également construite pour garantir l'accès à la décharge. Elle présente les mêmes caractéristiques que celle du « *sanitary landfill* ». Elle reste cependant en activité seulement 16 ans et ne demande donc pas de rénovation. Après ces 16 ans, la décharge est laissée en l'état et n'est plus surveillée.

Les déchets demandent peu ou pas de compactage, donc la manutention des déchets nécessitent moins de carburant que dans les « *sanitary landfill* ».

En conclusion, l'ensemble des natures de déchets listé en début de paragraphe envoyé en « *inert material landfill* » présentera des impacts identiques quelles que soient les catégories d'impacts étudiées pour une même quantité. Cela n'est pas le cas dans les « *sanitary landfill* » où les impacts varient selon la nature du déchet.

Ce module « *inert material landfill* » ne correspond à la réalité des installations de stockage françaises. Il semble en effet nécessaire d'actualiser les quantités de carburant mises en jeu lors de la manutention des déchets ainsi que la nature et la quantité des matériaux utilisées lors de la construction de l'infrastructure. L'ensemble des différences et des adaptations est décrit dans la partie 4.4.

4.3 Sanitary landfill

Dans cette deuxième catégorie de décharge, 28 types de déchets peuvent être déposés [Doka, 2009] référencés dans le tableau 42 :

Déchets industriels	Cendre de houille, cendre de lignite, boue de raffinerie, résidu de tour de refroidissement, boue de la production de papier
Emballage	Carton, papier
Plastiques	Mélange de plastiques, polyéthylène téréphtalate, polyéthylène, polypropylène, polystyrène, polyuréthane, PVC
Métaux	Aluminium, étain
Peinture	Peinture, peinture en émulsion
Bois	Bois non traité, mélange de cendres de bois
Revêtement de route	Asphalte, bitume
Plâtre	Plâtre, enduit de plâtre
Autres	Déchet inerte, déchet municipal, journal, papier

La figure 40 présente les principaux flux intégrés dans la modélisation d'une décharge de type « *sanitary landfill* » dans le cas de l'enfouissement de déchets municipaux :

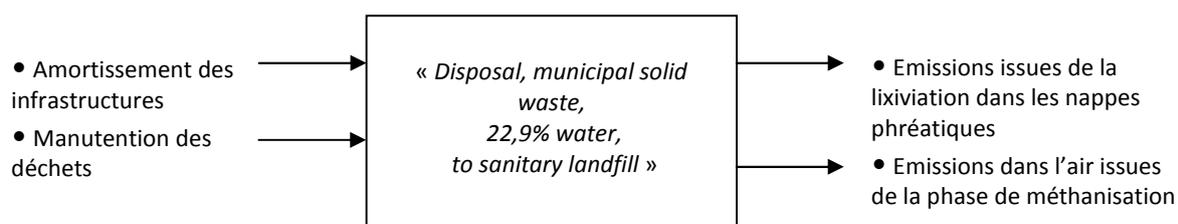


Figure 40 : Description du module "Disposal, municipal solid waste, 22,9% water , to sanitary landfill"

À l'instar des procédés d'« *inert material landfill* », l'amortissement de l'infrastructure et la manutention des déchets sont pris en compte.

4.3.1 Infrastructure

La décharge est modélisée comme une boîte rectangulaire de 20 m de profondeur et de 90 000 m² de surface, soit un volume de 1,8 millions de m³. En considérant une masse volumique de déchets de 1 000 kg/m³, on obtient une capacité totale de 1,8 millions de t [Doka, 2009].

Pour construire une installation, il faut, dans un premier temps, enlever la végétation et dans un deuxième temps dégager le volume nécessaire pour la mise en place des déchets. On estime donc la quantité totale de terre excavée à 990 000 m³ :

- 90 000 m³ issus de la première phase où pour chaque m² on enlève 1 m³ de végétation ;

- 900 000 m³ issus de la deuxième phase. On considère que la moitié de la décharge sera enfouie tandis que l'autre moitié formera une « colline ». L'excavation ne concernera que la moitié du volume de la décharge soit 900 000 m³ (pour un volume total de 1,8 millions de m³).

Ces matériaux excavés, ayant une masse volumique estimée à 1 500 kg/m³ seront alors transportés sur 20 kilomètres par camion [Doka, 2009]. Le recyclage de ces matériaux est en dehors des frontières du système (méthode cut-off).

La base et le flanc, soit 40 400 m², sont ensuite recouverts de la barrière active de protection qui est composée des couches suivantes :

- 80 cm de gravier d'une densité de 1 600 kg/m³
- 7 cm de béton bitumineux (15 % d'enrobés, 85 % gravier) d'une densité de 2 500 kg/m³
- Une membrane de polyéthylène de 0,25 mm d'épaisseur d'une densité de 960 kg/m³

De plus, un besoin en diesel de 0,5 L par m² a été estimé pour la mise en œuvre de ces différentes couches de protection.

Le système de collecte des lixiviats est composé d'un réseau de tuyaux en polyéthylène disposé à intervalles réguliers (tous les 5 m en profondeur) pour récupérer les lixiviats. Ceux-ci sont protégés par un lit de graviers d'une taille 30x30 cm. Le système est complété par 8 réservoirs de collecte aux dimensions rectangulaires de 1x2x3 m ayant une épaisseur de 15 cm. Ce système est relié au réseau de traitement des eaux usées par un tuyau de 3 kilomètres en béton d'un rayon de 25 cm et d'une épaisseur de 5 cm.

La disposition des différents matériaux de protection constituant la barrière active est représentée sur la figure 41 :

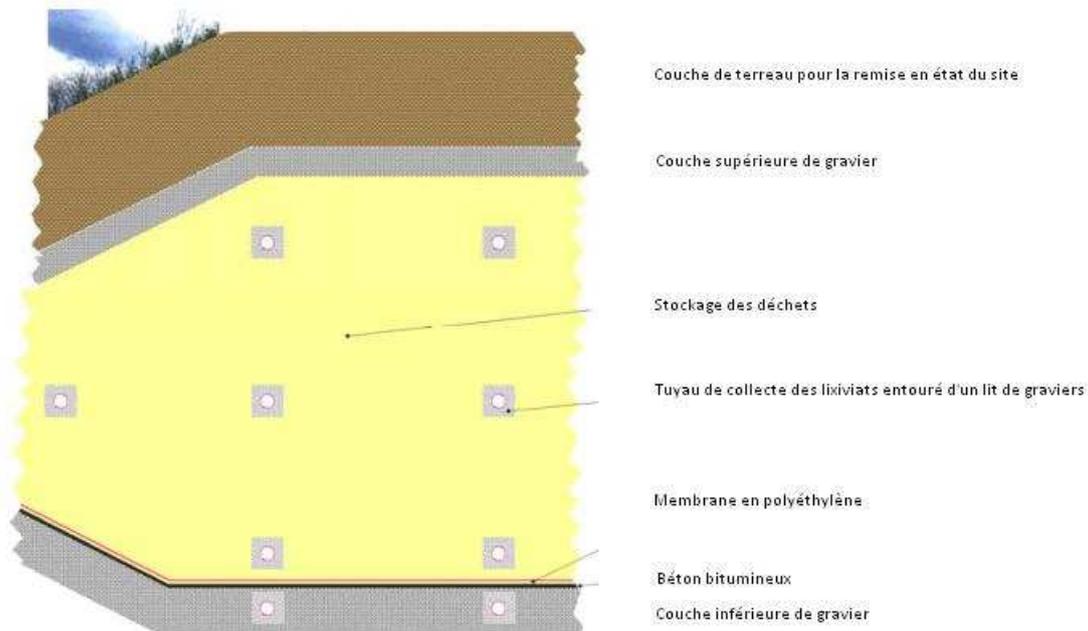


Figure 41 : Schéma d'une coupe (échelle non respectée) d'un "Sanitary landfill" [Doka, 2009]

En réalité, les décharges ne sont pas constituées d'un seul bloc mais sont divisées en alvéoles. 4 murs intérieurs d'une surface totale de 24 000 m² constitués des mêmes éléments que la barrière active permettent de partager l'installation en 8 alvéoles.

Une route permettant d'accéder au site est également construite : elle est longue de 3 km avec une largeur de 6 m. Elle se compose d'un lit de 50 cm de gravier et de 10 cm d'asphalte (15 % de bitume, 85 % de graviers et une masse volumique de 2 500 kg/m³). La construction et les rénovations successives de la route tous les 50 ans demandent une consommation en carburant de 0,2 L par m². Au total, la route aura une durée de vie de 185 ans : 5 ans pour la construction de la décharge, 30 ans d'exploitation et enfin une période de 150 ans où cette route est entretenue pour permettre la surveillance du site. La durée de vie considérée est largement inférieure dans le cas de l'« Inert material landfill » où seules 16 années sont comptabilisées, le site n'étant suivi que 5 ans une fois son exploitation terminée.

À la fin de la période d'exploitation, la zone est recouverte de 50 cm de graviers et d'une couche de 4 m de terres excavées dont la production et le transport ne sont pas intégrés dans le système d'études.

Les détails du transport des matériaux nécessaires à la construction des différentes infrastructures sont donnés dans le tableau 43 suivant :

Matériau	Distance (en km)	Moyen de transport
Gravier, béton	20	Camion
Plastiques, bitume, caoutchouc	50	Camion
	200	Train
Métaux	50	Camion
	600	Train
Terres excavées	20	Camion

L'exploitation de l'installation demande l'utilisation d'engins de distribution et de compactage des déchets dont l'utilisation nécessite 1,3 L de diesel par tonne de déchet traité.

L'ICV ne s'arrête toutefois pas là puisque les émissions à court et long terme sont modélisées, c'est-à-dire les émissions gazeuses dues à la décomposition des déchets ainsi que les émissions dans les nappes phréatiques sous forme de lixiviats. Le détail des calculs de ces émissions est maintenant donné.

4.3.2 Les émissions des installations « sanitary landfill »

Ces émissions se présentent sous deux formes : les gaz et la lixiviation. Les premières peuvent durer plusieurs dizaines d'années tandis que les deuxièmes se produisent continuellement se terminant lorsque l'ensemble des éléments chimiques contenu dans le déchet a été évacué. En effet, même si les installations disposent de couches de protection et d'une membrane d'étanchéité, les lixiviats finissent par atteindre le sol situé en dessous de la décharge en prenant en compte un temps suffisamment long dû à la dégradation des dispositifs de protection.

Dans la méthodologie Ecoinvent, la modélisation des émissions repose sur le calcul de coefficients de transfert qui permettent d'évaluer quel pourcentage de chaque élément chimique est relâché dans l'environnement. Ce coefficient de transfert sera dépendant à la fois de la nature de l'élément chimique et de la nature du déchet dans lequel il est contenu. Le calcul des coefficients de transfert a d'abord été effectué pour un mélange de déchets « *disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill* » puis adapté pour des natures spécifiques de déchets (journaux, plastiques...). Il convient maintenant d'explicitier les calculs de ces coefficients de transfert pour une composition moyenne de déchets en distinguant deux temporalités : les émissions à court terme (les 100 premières années) et à long terme (jusqu'à 60 000 ans après la mise en décharge des déchets). Les coefficients de transfert à long terme sont dits cumulés puisqu'ils intègrent également les coefficients à court terme.

Les émissions à court terme

Sont considérées à court terme, les émissions survenant au long des 100 premières années après le dépôt du déchet. Durant ce laps de temps, les différents éléments chimiques sont libérés soit sous forme de dégagements gazeux ou de lixiviats. Les deux formules suivantes permettent d'évaluer les quantités libérées :

$$E_{\text{gas},e} = m_e * D_e * r_e * \text{gas}\%_e \quad (1.a)$$

$$E_{\text{leach},e} = m_e * D_e * r_e * (1 - \text{gas}\%_e) \quad (1.b)$$

Avec :

$E_{\text{gas},e}$: l'émission à court terme d'un élément e dans les gaz (en pourcentage)

$E_{\text{leach},e}$: l'émission à court terme d'un élément e dans les lixiviats (en pourcentage)

m_e : la concentration d'un élément e dans le déchet considéré, exprimé en ppm dans les modules

D_e : le taux de dégradation de l'élément chimique (en pourcentage)

r_e : le facteur de relâchement (en pourcentage)

$\% \text{ gas}_e$: fraction de l'élément relâché sous forme gazeuse (en pourcentage)

Le facteur D_e représente la quantité d'un élément qui sera libérée à l'intérieur de la décharge au bout de 100 ans. Cependant, une fois l'élément libéré dans le milieu, il n'est pas obligatoirement émis. En effet, les ions peuvent reprécipiter retardant ainsi leurs émissions. Le produit $D_e * r_e$ permet donc d'estimer la fraction d'un élément, que ce soit sous forme liquide ou gazeuse, qui sera effectivement émis hors de l'infrastructure. En d'autres termes il s'agit du coefficient de transfert à court terme. Le paramètre $\% \text{ gas}_e$ donné dans le tableau A.5 du rapport Ecoinvent [Doka, 2009] est utilisé pour évaluer le pourcentage d'élément libéré en tant que dégagement gazeux.

Les émissions à long terme

Dans les émissions à long terme, seule la lixiviation se poursuit, les dégagements gazeux devenant presque nuls sont dorénavant négligés. Pour estimer la quantité de lixiviats libérée, un coefficient de transfert à long terme est calculé : il définit le pourcentage d'un élément émis sur une période de 60 000 ans après le placement du déchet. Pourquoi cette période de 60 000 ans ? Cet horizon temporel correspond approximativement au début de la prochaine ère glaciaire en Suisse. Les glaciers qui se formeront modifieront les conditions environnementales de manière importante. Or, Ecoinvent part du principe qu'il faut estimer les impacts potentiels ayant des conséquences sur l'environnement tel que nous le connaissons aujourd'hui. Les impacts ayant lieu au-delà de 60 000 ne sont donc pas comptabilisés.

Pour prendre les différentes évolutions et cinétiques à l'intérieur de la décharge, deux périodes sont distinguées :

- Une période comprise de 100 à 4 500 ans après le dépôt du déchet, soit 4 400 ans (période 1) ;
- Une période comprise entre 4 500 et 60 000 ans après le dépôt du déchet, soit 55 500 ans (période 2).

Période 1

Au bout de 100 ans, on considère une diminution en concentration des lixiviats. Cette diminution est exprimée par un facteur X_s qui est dérivé de la concentration initiale d'un élément dans une installation de stockage du type « *slag compartment* » comparée à la concentration initiale dans un « *sanitary landfill* ». La décharge entre alors dans un état quasi-stationnaire où deux modèles sont proposés pour quantifier l'évolution de la concentration des éléments chimiques dans les lixiviats.

Un premier modèle exponentiel, donné par les équations 6.9 et 6.10 du rapport Ecoinvent [Doka, 2009] et correspondant respectivement dans ce manuscrit aux formules 2.a et 2.b, décrit le comportement des éléments facilement solubles comme les ions monovalents (Na^+ , Cl^- ...), les oxanions ou l'ion nitrate :

$$TK(t_e) = STTK + (TK_\infty - STTK) \cdot (1 - e^{-k \cdot x_s \cdot (t_e - 100a)}) \quad (2.a)$$

$$-k = \ln\left(1 - \frac{STTK}{TK_\infty}\right) / 100a \quad (2.b)$$

Avec :

$TK(t_e)$: le coefficient de transfert à la fin de la période t_e (en pourcentage) ;

$STTK$: le coefficient à court terme (en pourcentage) ;

TK_∞ : coefficient de transfert maximal à long terme (en pourcentage) ;

x_s : ratio de la concentration initiale d'un élément dans les lixiviats d'une installation du type « *sanitary landfill* » sur celle issue d'une décharge « *slag compartment* » ;

t_e : la période 1 durant 4 500 ans.

Un deuxième modèle a été construit, linéaire cette fois, pour estimer le comportement linéaire des cations métalliques. Ce calcul est réalisé à partir de la formule 3 :

$$TK(t_e) = STTK + \left(\frac{STTK}{100a}\right) \cdot x_s \cdot (t_e - 100a) \quad (3)$$

Avec :

$TK(t_e)$: le coefficient de transfert à la fin de la période t_e (en pourcentage) ;

$STTK$: le coefficient à court terme (en pourcentage) ;

x_s : ratio de la concentration initiale d'un élément dans les lixiviats d'une installation du type « *sanitary landfill* » sur celle issue d'une décharge « *slag compartment* » ;

t_e : la période 1 durant 4 500 ans

Période 2

Après 4 500 ans, on estime que le pH diminue entraînant une modification des concentrations en lixiviats. Les concentrations des cations métalliques et des oxanions respectivement augmentent et diminuent tandis que celle des ions monovalents reste

inchangée. Cette augmentation de la concentration en cations métalliques se traduit par l'introduction d'un paramètre x_e .

Les modèles exponentiels et linéaires sont repris et adaptés à cette deuxième période.

Modèle exponentiel :

$$TK(t_g) = TK(t_e) + (TK_\infty - TK(t_e)) \cdot \left(1 - e^{-k \cdot x_s \cdot x_e \cdot (t_g - t_e)}\right) \quad (4.a)$$

$$-k = \ln\left(1 - \frac{STTK}{TK_\infty}\right) / 100a \quad (4.b)$$

Modèle linéaire :

$$TK(t_g) = TK(t_e) + \left(\frac{TK(t_e)}{t_e}\right) \cdot x_s \cdot x_e \cdot (t_g - t_e) \quad (5)$$

Avec :

$TK(t_g)$: le coefficient de transfert à la fin de la période t_g (en pourcentage);

$TK(t_e)$: le coefficient de transfert à la fin de la période t_e (en pourcentage) ;

x_s : ratio de la concentration initiale d'un élément dans les lixiviats d'une installation du type « sanitary landfill » sur celle issue d'une décharge « slag compartment » (sans unité) ;

x_e : facteur d'augmentation de la concentration (sans unité) ;

STTK : le coefficient à court terme (en pourcentage) ;

t_e : la période 1 durant 4 500 ans ;

t_g : la période 2 durant 60 000 ans.

L'adaptation pour des natures de déchets spécifiques se base sur les coefficients de transfert calculés par les formules précédentes.

4.3.3 Adaptation pour des déchets spécifiques

La méthodologie proposée par Ecoinvent pour la modélisation de la mise en décharge des déchets a pour objectif d'être spécifique à la nature de ces déchets. Ainsi, les émissions seront dépendantes de la nature des déchets considérés que ce soit en termes de composition ou de dégradabilité et du coefficient de transfert de l'élément chimique qui variera selon la matrice dans laquelle il est contenu (journal ,plastique, métal...). L'adaptation est réalisée à partir des deux formules suivantes :

$$LTK_e = STTK_e + (TK_\infty - STTK_e) \cdot \left(\frac{\theta LTK_e - \theta STTK_e}{TK_\infty - \theta STTK_e}\right) \quad (6.a)$$

$$(\theta)STTK_e = (\theta)STTK_{gas,e} + (\theta)STTK_{leach,e} \quad (6.b)$$

Avec :

$LTTK_e$: le coefficient de transfert à long terme d'un élément e dans un déchet spécifique (en kg/kg)

$STTK_e$: le coefficient de transfert à court terme d'un élément e dans un déchet spécifique (en kg/kg)

TK_∞ : coefficient de transfert maximal à long terme d'un élément e

$\emptyset LTTK_e$: coefficient de transfert à long terme d'un élément e dans un déchet moyen

$\emptyset STTK_e$: coefficient de transfert à court terme d'un élément e dans un déchet moyen

$\emptyset STTK_e$ est la somme des fractions d'un élément chimique qui seront émises sous forme de gaz ($\emptyset STTK_{gas,e}$) ou sous forme de lixiviats ($\emptyset STTK_{leach,e}$) durant les 100 premières années dans un déchet moyen.

$LTTK_e$ se décompose d'un premier membre ($STTK_e$) représentant la fraction d'un élément e émise durant les 100 premières années. Le deuxième membre quant à lui permet d'estimer la fraction d'un élément qui sera émis entre 100 et 60 000 ans après le dépôt du déchet. La différence ($TK_\infty - STTK_e$) quantifie la fraction restante d'un élément après les 100 premières années tandis que le ratio $(\emptyset LTTK_e - \emptyset STTK_e) / (TK_\infty - \emptyset STTK_e)$ explicite l'hypothèse faite que ces émissions entre 100 et 60 000 ans seront proportionnelles à la fraction non émise après 100 ans à partir des déchets municipaux moyens.

Un exemple de calcul est maintenant proposé. Nous avons choisi de traiter le cas d'un élément qui n'est pas totalement dégradé au bout de 60 000 ans : le zinc. Le choix du journal est quand à lui subjectif.

4.3.3.1 Cas concret du zinc.

La première étape est de calculer les coefficients de transfert du zinc dans un déchet moyen, c'est-à-dire dans le module Ecoinvent « *Disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to sanitary landfill* » qui par souci de concision, sera appelé module « MSW ».

4.3.3.2 Calcul des coefficients de transfert du zinc dans un déchet moyen

Dans un premier temps, il s'agit de calculer les émissions à court terme qui sont dérivées des formules 1.a et 1.b. Il nous faut :

- La dégradation du zinc dans le module MSW : cette donnée est disponible dans le fichier Excel 13_MSWlv2.xls fourni par Ecoinvent. Elle est obtenue à partir de la composition initiale des MSW et des estimations terrain ou laboratoire. Nous lisons 3,69 % ;
- Le facteur de relâchement r_e : ce paramètre est également donné dans le fichier Excel ou dans le tableau A.6 du rapport Ecoinvent [Doka, 2009] soit 4,74 %.

Le coefficient de transfert $\emptyset STTK_{Zn}$ est donc égal à :

$$\emptyset\text{STTK}_{\text{Zn}} = D_e * r_e = (3,69 / 100) * (4,74 / 100) = 1,75.10^{-03}$$

Si l'on souhaite distinguer les émissions gazeuses des lixiviats, il suffit de prendre en compte les paramètres % gas_{Zn} et 1 - % gas_{Zn}. Ces paramètres sont fournis dans le fichier Excel ou dans les annexes du rapport dans le tableau A.5.

Dans un deuxième temps, à partir de $\emptyset\text{STTK}_{\text{Zn}}$ nous calculons le coefficient de transfert à long terme $\emptyset\text{LTTK}_{\text{Zn}}$. Le zinc étant émis sous forme de cations métalliques, suit l'approche linéaire, soit les formules 3 et 5. Pour les appliquer, nous avons besoin des paramètres x_s et x_e :

- x_s est le ratio de la concentration initiale d'un élément dans les lixiviats d'une installation du type « sanitary landfill » sur celle issue d'une décharge « slag compartment ». Ces deux valeurs sont respectivement données dans les tableaux A.3 et A.1 des annexes du rapport Ecoinvent [Doka, 2009]. Pour le zinc, nous obtenons un facteur de réduction de 0,0633 ;
- x_e est également indiqué dans le rapport Ecoinvent à la page 51 [Doka, 2009]. Pour le zinc, il est égal à 158.

Nous obtenons par l'intermédiaire de la formule 3 :

$$\begin{aligned} \text{TK}(t_e) &= \emptyset\text{STTK}_{\text{Zn}} + (\emptyset\text{STTK}_{\text{Zn}} / 100) * x_s * (t_e - 100) \\ &= 1,75.10^{-03} + (1,75.10^{-03} / 100) * 0,0633 * (4\ 500 - 100) \\ &= 6,6.10^{-03} \end{aligned}$$

Cela signifie qu'au bout de 4 500 ans, 0,66 % de la quantité initiale de zinc aura été émis dans l'environnement, que ce soit dans l'air ou dans l'eau.

Et par l'intermédiaire de la formule 5 :

$$\begin{aligned} \text{TK}(t_g) &= \text{TK}(t_e) + (\text{TK}(t_e) / t_e) * x_s * x_e * (t_g - t_e) \\ &= 6,6.10^{-03} + (6,6.10^{-03} / 4500) * 0,0633 * 158 * (60\ 000 - 4500) \\ &= 0,82 \end{aligned}$$

Au bout de 60 000 ans, 82 % de la quantité initialement présente de zinc a été émise ce qui correspond, pour respecter les notations, au $\emptyset\text{LTTK}_{\text{Zn}}$.

La deuxième étape consiste à calculer le STTK_{Zn} , c'est-à-dire la quantité de zinc émise au bout de 100 ans issue du déchet spécifique (dans notre cas le journal).

4.3.3.3 Coefficient de transfert du zinc dans le journal

Ce calcul se base sur les formules 1.a et 1.b où le paramètre D_e est remplacé, dans le cas d'un déchet spécifique, par le taux de dégradation D du déchet étudié. Ce paramètre est donné pour différentes natures de déchets dans le tableau 6.1 de la page 45 [Doka, 2009] retranscrit dans le tableau 44:

Tableau 44 : Taux de dégradation pour différents éléments	
Matériau	Taux de dégradation à 100 ans
Papier de bureau, mouchoir, serviette	39,34 %
Boîtes en carton	32,44 %
Papier moyen	26,99 %
Papier enduit	18,02 %
Journal	16,17 %
Bois	0 à 3,30 %
Plastiques, peintures	1 %
Matériaux de compost	27 %
Textiles	12 %
Matériaux en vrac	50 %
Plâtre	100 %
Cendre de bois	5 %
Boues	60 %

Nous avons donc :

$STTK_{Zn} = D * r_{Zn} = (16,17 / 100) * (4,74 / 100) = 7,6.10^{-03}$, soit la quantité de zinc émise à court terme à partir d'un journal.

Finalement, il ne reste plus qu'à appliquer la formule 6.a pour obtenir le coefficient de transfert à long terme du zinc issu de la dégradation d'un déchet de journal :

$$\begin{aligned}
 LTTK_{Zn} &= STTK_{Zn} + (TK^{\infty} - STTK_{Zn}) * ((\emptyset LTTK_{Zn} - \emptyset STTK_{Zn}) / (TK^{\infty} - \emptyset STTK_{Zn})) \\
 &= 7,6.10^{-03} + (1 - 7,6.10^{-03}) * ((0,84 - 1,75.10^{-03}) / (1 - 1,75.10^{-03})) \\
 &= 82,3 \%
 \end{aligned}$$

La quantité de zinc émise dans l'environnement au bout de 60 000 ans à partir d'un journal sera 82,3 % de la quantité initiale. Pour confirmer ce résultat, nous allons calculer le pourcentage de zinc émis quelque soit le compartiment environnemental considéré (eau, air ou sol) par rapport à la composition initiale du déchet de journal. Ainsi, dans le module « *Disposal, newspaper, 14,7 % water, to sanitary landfill* » la description de la composition est donnée en ppm : 55,563 ppm soit $5,56.10^{-05}$ kg dans un kg de déchet de journaux. En comptabilisant les flux de zinc émis, on trouve une quantité de $4,57.10^{-05}$ kg soit une fraction totale émise au bout de 60 000 ans de 82,3%. Cette valeur est identique au calcul réalisé de $LTTK_{Zn}$ égal à 82,3 %.

Pendant les 100 premières années, les membranes de protections sont considérées imperméables et permettent de collecter l'ensemble des lixiviats produits. Ces lixiviats récupérés sont ensuite traités.

4.3.4 Le traitement des lixiviats

Les différentes étapes de la gestion des déchets enfouis dans les installations de type « *sanitary landfill* » sont présentées sur la figure 42 :

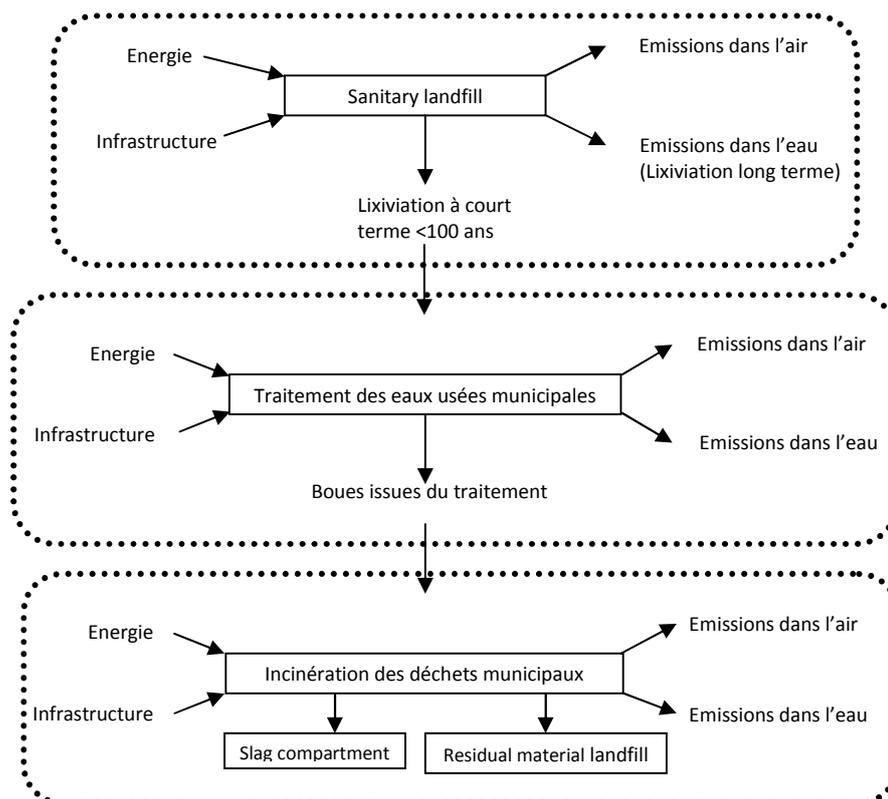


Figure 42 : Description de la chaîne de gestion des déchets déposés dans les "Sanitary landfill"

Les lixiviats court terme, c'est-à-dire les flux liquides émis les 100 premières années sont traités pour minimiser leurs impacts sur l'environnement. Ils sont d'abord transportés jusqu'à une unité de traitement des eaux usées. Les boues de traitement résultantes sont acheminées vers un incinérateur de déchets municipaux. Les résidus d'incinération sont alors envoyés et placés dans des décharges de type « *slag compartment* » ou « *residual material landfills* ». Pour chacune des phases de traitement, les émissions dans l'air et dans l'eau sont prises en compte ainsi que l'énergie nécessaire pour ces opérations et l'amortissement des différentes infrastructures utilisées.

4.4 Adaptation du module « *Inert material landfill* »

L'objectif est ici d'adapter un module du type « *Inert material landfill* » pour se rapprocher de la réalité d'une ISDI. Le nouveau module obtenu sera appelé « *ISDI* »

Dans un premier temps, une analyse d'un process du type « *disposal, to inert material landfill* » a été menée pour connaître les modules ayant la plus forte contribution dans les 13 catégories d'impact. Pour rappel, il suffit d'analyser aléatoirement un module car, comme le montre la figure 39 dans la partie 4.2.1, la mise en décharge en « *Inert material landfill* » est identique quelle que soit la nature du déchet considérée. Les résultats sont donnés dans le tableau 45 :

Tableau 45 : Flux les plus contributeurs dans chaque catégorie d'impact	
Déplétion des ressources	Bitume
Acidification	Transport des matériaux pour l'infrastructure, manutention des déchets
Eutrophisation	Transport des matériaux pour l'infrastructure, manutention des déchets
Réchauffement climatique	Transport des matériaux pour l'infrastructure, manutention des déchets
Destruction de la couche d'ozone	Bitume
Toxicité humaine	Manutention des déchets
Ecotoxicité aquatique	Transport des matériaux pour l'infrastructure
Ecotoxicité marine	Transport des matériaux pour l'infrastructure
Ecotoxicité terrestre	Transport des matériaux pour l'infrastructure, bitume
Oxydation photochimique	Transport des matériaux pour l'infrastructure, bitume
Energie renouvelable et non renouvelable	Bitume
Déchets	Manutention des déchets
Déchets radioactifs	Transport des matériaux pour l'infrastructure

Dans le cas des « *Inert landfill* », aucune émission dans l'air ou dans le sol n'est prise en compte, c'est-à-dire que l'on considère qu'il n'y a pas de lixiviation ou de dégagements gazeux. Cette approche peut sembler logique étant donné que par définition les déchets inertes ne subissent pas de modification physique et ne produisent aucune réaction chimique. Cependant, Ecoinvent a voulu intégrer les émissions dues à la construction et à la vie en œuvre de la décharge. Les impacts environnementaux se limitent donc à la construction de l'infrastructure et à la phase d'exploitation, i.e., la manutention des déchets.

L'analyse montre que les impacts proviennent principalement de 3 modules : la manutention des déchets, le transport des matériaux pour l'infrastructure et la production du bitume pour la construction de l'installation de stockage.

4.4.1 La manutention des déchets

L'étape de manutention des déchets se retrouve dans le module « *Process-specific burdens, inert material landfill/CH U* » qui détaille la phase opérative de l'exploitation d'une décharge. Trois flux énergétiques sont pris en compte par kg de déchet traité :

- Le diesel des engins chargé de disposer les déchets soit $2,7 \cdot 10^{-2}$ MJ ;
- L'électricité consommée par le bâtiment administratif : $1,33 \cdot 10^{-5}$ kWh ;
- Le fioul pour le chauffage du bâtiment administratif : $1,43 \cdot 10^{-3}$ MJ.

L'ensemble de ces données est issu d'une publication parue il y a près de 20 ans (Donnée non référencée dans [Zimmerman, 1996]).

Il serait intéressant d'avoir des chiffres plus actuels, ce qui est le cas dans le PREDEC. L'article 202 de la loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant sur l'engagement national pour l'environnement a créé l'article L 541-1 dans le Code de l'Environnement rend obligatoire l'élaboration de plans de gestion des déchets de chantier. Ces plans doivent être réalisés par les Conseils Généraux aujourd'hui appelés Conseils Départementaux à l'exception des départements d'Ile de France où ces plans de gestions doivent être établis par le Conseil Régional. Ainsi, en Ile de France, le plan de prévention et de gestion des déchets issus des chantiers de bâtiments et des travaux publics (PREDEC), vise à définir et à coordonner l'ensemble des actions à mener par tous les acteurs publics ou privés en vue d'assurer la réalisation des objectifs généraux en matière de gestion des déchets tels que définis par le Code de l'environnement (articles L.541-1, L.541-2, L.541-2-1).

Les objectifs et les enjeux du PREDEC sont notamment :

- Favoriser l'émergence de filières et d'une économie circulaire locale et régionale (prévention/éco-conception/réemploi/réutilisation/recyclage) ;
- Rééquilibrer le territoire francilien : par exemple, 2/3 des capacités des installations de stockage des déchets inertes se trouvent en Seine et Marne ;
- Développer le recyclage des matériaux : l'Ile de France souffre d'un déficit de production de matériaux naturels par rapport à ses besoins ;
- Optimiser le transport et favoriser le report modal : compte tenu des volumes générés, le transport des déchets du BTP, majoritairement routier, représente un fort enjeu environnemental ;
- Impliquer l'ensemble des acteurs pour réduire et trier les déchets de chantier ;
- Favoriser la traçabilité et le contrôle ;
- Améliorer la connaissance des déchets du BTP : contrairement aux déchets ménagers ou dangereux, peu d'informations sont disponibles concernant les flux de déchets issus de l'activité du BTP et leurs modes de gestion.

Dans le cadre du PREDEC, un rapport environnemental [PREDEC, 2014] a été rédigé dans lequel un ratio d'énergie est donné pour le traitement des déchets dans une ISDND : $1,032.10^{-2}$ MJ/kg. Cette donnée plus récente remplace la valeur initiale fournie par Ecoinvent. Les valeurs des flux concernant l'électricité et le chauffage des locaux administratifs sont conservées.

4.4.2 Les infrastructures d'une ISDI

Les ISDI ont changé de statut à compter du 1er janvier 2015 par le décret du 12 décembre 2014 : elles deviennent des ICPE et relèvent maintenant du régime d'enregistrement. Ce décret est accompagné de 2 arrêtés. Le premier (Arrêté du 12 décembre 2014 (1)) abroge l'arrêté du 28 octobre 2010 et fixe les prescriptions globales sur l'ouverture et l'exploitation de ce type de décharges. Quant au deuxième (Arrêté du 12 décembre 2014 (2)), il détaille les conditions d'admission des déchets et précise les déchets qui sont interdits. Il n'existe pas, dans le cadre réglementaire, de prescriptions et d'obligations quant à la conception des ISDI.

Ces décharges semblent donc être de grands trous creusés en vue d'accueillir des déchets inertes sans disposition particulière, comme le montre la figure 43 :

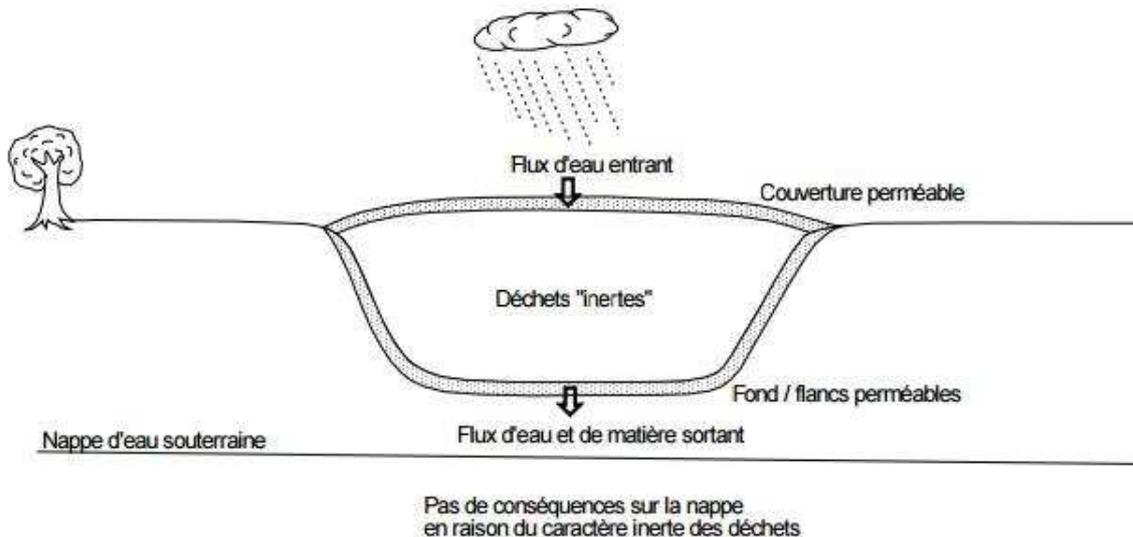


Figure 43 : Schéma d'une ISDI [CFG, 2011]

Il semble donc nécessaire d'adapter les flux Ecoinvent afin de se rapprocher de la réalité d'une décharge française. Le tableau 46 rappelle les différents flux présents dans le module « *Inert material landfill facility/CH/I U* » :

Nom du module	Quantité	Unité
« <i>Excavation hydraulic digger/RER</i> »	$1,95 \cdot 10^5$	m ³
« <i>Excavation, skid-steer loader/RER</i> »	$1,95 \cdot 10^5$	m ³
« <i>Diesel burned in building machine/GLO</i> »	$4,04 \cdot 10^5$	MJ
« <i>Gravel, round at mine/CH</i> »	$7,11 \cdot 10^7$	kg
« <i>Bitumen, at refinery/CH</i> »	$1,21 \cdot 10^6$	kg
« <i>Concrete, sole plate and foundation, at plant</i> »	5,4	m ³
« <i>Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER</i> »	$6,29 \cdot 10^4$	kg
« <i>Extrusion, plastic film/RER</i> »	$1,45 \cdot 10^4$	kg
« <i>Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH</i> »	$9,14 \cdot 10^6$	tkm
« <i>Transport, freight, rail/RER</i> »	$2,54 \cdot 10^5$	tkm

L'objectif est donc d'enlever ou de modifier les flux liés à la production et à la mise en place des couches d'étanchéité et des systèmes de récupération de lixiviats tandis que nous conservons les flux résultant de l'excavation de la décharge, de la construction de la route

permettant d'accéder à l'ISDI et de l'aménagement paysager réalisé à la fin de la phase d'exploitation. La quantification de chacun des modules est donnée dans le tableau 47 :

Tableau 47 : Description des infrastructures d'une ISDI		
Nom du module	Quantité	Unité
« <i>Excavation hydraulic digger/RER</i> »	$1,95.10^5$	m^3
« <i>Excavation, skid-steer loader/RER</i> »	$1,95.10^5$	m^3
« <i>Diesel burned in building machine/GLO</i> »	$3,6.10^3$	MJ
« <i>Gravel, round at mine/CH</i> »	$4,22.10^7$	kg
« <i>Bitumen, at refinery/CH</i> »	$6,75.10^5$	kg
« <i>Concrete, sole plate and foundation, at plant</i> »	0	m^3
« <i>Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER</i> »	0	kg
« <i>Extrusion, plastic film/RER</i> »	0	kg
« <i>Transport, lorry 16-32t, EURO 4/RER</i> »	$8,78.10^5$	tkm
« <i>Transport, freight, rail/FR</i> »	$1,35.10^5$	tkm

L'excavation de la décharge et le réaménagement en fin de vie sont modélisés par « *Excavation hydraulic digger/RER* » et « *Excavation, skid-steer loader/RER* » : ces flux sont donc conservés par rapport au module initial.

La quantité d'enrobés (« *Bitumen at refinery* ») utilisés doit être recalculée. En effet, les enrobés bitumineux sont utilisés pour la construction de la route menant à la décharge mais contribuent également à l'étanchéité de la structure. La route est spécifiquement construite pour les besoins de l'installation [Doka, 2009] : elle fait 3 km de longueur et 6 m de largeur et elle est constituée d'un lit de graves de 50 cm d'une densité de 1600 kg/m^3 et de 10 cm d'une couche d'enrobé bitumineux (85 % de graves et 15 % de bitume soit une densité de 2500 kg/m^3) [Doka, 2009].

$$\text{Quantité de bitume} = 0,15 * (3.10^3 * 6 * 10.10^{-2}) * 2500 = 6,75.10^5 \text{ kg}$$

Pour calculer la nouvelle quantité de graves nécessaires à l'ISDI, il faut prendre en compte uniquement les quantités mises en œuvre pour la construction de la route et le réaménagement paysager à la fin de l'exploitation. En d'autres termes on n'intègre pas la quantité nécessaire à l'étanchéité. À la fin du site on recouvre les $30\,000 \text{ m}^2$ de la décharge par 50 cm de graves d'une densité de $1\,600 \text{ kg/m}^3$.

$$\text{Quantité de graves} = 0,85 * (3.10^3 * 6 * 50.10^{-2}) * 1600 + 3.10^4 * 50.10^{-2} * 1600 = 4,22.10^7 \text{ kg}$$

De plus, le transport de ces matériaux doit être aussi modifié étant donné que la quantité de matériaux considérée est différente. En reprenant les données précédemment calculées et

celles sur les transports des matériaux [Doka, 2009] récapitulées dans le tableau 43, nous obtenons respectivement des transports en camion et en train de $8,78.10^5$ et de $1,35.10^5$ tkm. À noter que le module « *Transport, freight, rail/RER* » est remplacé par « *Transport, freight, rail/FR* » plus adapté à la situation française.

Quant à la quantité de carburant nécessaire (« *Diesel burned in building machine* »), seule sera prise en compte la quantité utilisée pour la construction et la rénovation (on exclut la quantité consommée pour la mise en place de l'étanchéité). Elle est estimée à $7,2$ MJ/m² de route en posant l'hypothèse que $0,2$ L est nécessaire [Doka, 2009].

$$\text{Quantité de carburant} = 7,2 * (3.10^3 * 6) = 1,29.10^5 \text{ MJ}$$

Enfin, les modules « *Concrete, sole plate and foundation, at plant* », « *Polyethylene, HDPE, granulate, at plant* » et « *Extrusion, plastic film/RER* » sont fixés à zéro puisqu'ils sont exclusivement liés à la mise en place de l'étanchéité et à la construction d'un système de collecte des lixiviats. Le tableau 48 permet de récapituler les modifications effectuées entre les modules « *Disposal to inert material landfill* » et « *ISDI* ».

Tableau 48 : Récapitulatif des modifications entre les modules « <i>Disposal to inert material landfill</i> » et « <i>ISDI</i> »			
Nom du module	« <i>Disposal to inert material landfill</i> »	« <i>ISDI</i> »	Unité
« <i>Excavation hydraulic digger/RER</i> »	$1,95.10^5$	$1,95.10^5$	m ³
« <i>Excavation, skid-steer loader/RER</i> »	$1,95.10^5$	$1,95.10^5$	m ³
« <i>Diesel burned in building machine/GLO</i> »	$4,04.10^5$	$3,6.10^3$	MJ
« <i>Gravel, round at mine/CH</i> »	$7,11.10^7$	$4,22.10^7$	kg
« <i>Bitumen, at refinery/CH</i> »	$1,21.10^6$	$6,75.10^5$	kg
« <i>Concrete, sole plate and foundation, at plant</i> »	5,4	0	m ³
« <i>Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER</i> »	$6,29.10^4$	0	kg
« <i>Extrusion, plastic film/RER</i> »	$1,45.10^4$	0	kg
« <i>Transport, lorry 16-32t, EURO 4/RER</i> »	$9,14.10^6$	$8,78.10^5$	tkm
« <i>Transport, freight, rail/FR</i> »	$2,54.10^5$	$1,35.10^5$	tkm

4.5 Modélisation d'une ISDND

Un travail similaire est réalisé sur les installations de stockage du type « *Sanitary landfill* » afin d'obtenir une modélisation plus proche d'une ISDND. Le module final obtenu est appelé « ISDND ».

Afin d'adapter, s'il y a besoin, les données des décharges suisses pour modéliser des installations de stockage françaises de déchets non dangereux, une analyse des différentes contributions a été menée. Dans le tableau 49, sont mentionnés les procédés qui ont le plus grand impact environnemental pour chacune des 13 catégories sélectionnées dans divers modules de décharge de type « *Sanitary landfill* ».

Tableau 49 : Phases les plus contributrices aux 13 catégories d'impacts sélectionnées pour 5 natures de matériaux mis en décharge					
	« Municipal solid waste, 22,9 % water »	« Inert material, 0 % water »	« Wood untreated, 20 % water »	« Polyvinylchloride, 0,2 % water »	« Aluminium, 0 % water »
Déplétion des ressources	Bitume, manutention des déchets	Bitume	Bitume	Bitume	Bitume
Acidification	Manutention des déchets, Transport (infra)	Manutention des déchets, Transport (infra)	Manutention des déchets, Transport (infra)	Manutention des déchets, Transport (infra)	Manutention des déchets, Transport (infra)
Eutrophisation	Émissions	Manutention des déchets	Émissions	Émissions	Manutention des déchets
Réchauffement climatique	Émissions	Manutention des déchets	Manutention des déchets	Émissions	Manutention des déchets, transport (infra)
Destruction de la couche d'ozone	Bitume	Bitume	Bitume	Bitume	Bitume
Toxicité humaine	Émissions	Émissions	Manutention des déchets	Émissions	Manutention des déchets
Ecotoxicité aquatique	Émissions	Émissions	Émissions	Émissions	Emissions
Ecotoxicité marine	Émissions	Émissions	Émissions	Émissions	Emissions
Ecotoxicité terrestre	Émissions	Émissions	Émissions	Émissions	Électricité issue du traitement des lixiviats
Oxydation photochimique	Émissions	Transport (infra), manutention des déchets	Émissions	Émissions	Transport (infra), manutention des déchets
Énergie primaire totale	Bitume, électricité issue du traitement des lixiviats	Bitume	Bitume, transport (infra)	Bitume	Bitume
Déchets	Manutention des déchets	Manutention des déchets	Manutention des déchets	Manutention des déchets	Manutention des déchets
Déchets radioactifs	Électricité issue du traitement des lixiviats	Manutention des déchets	Manutention des déchets	Manutention des déchets	Électricité issue du traitement des lixiviats

Cinq catégories de déchets ont été choisies : les déchets ménagers, les déchets inertes, le bois, le PVC et l'aluminium. Le module « *Municipal solid waste, 22,9 % water* » présente une composition variée de nature de déchets notamment du papier, des plastiques ou du verre. De plus, c'est le module qui a été utilisé dans le chapitre 2 dans la modélisation de la phase de mise en décharge dans le scénario de la démolition sélective. Les 3 modules suivants représentent les déchets que l'on retrouve le plus souvent sur les chantiers de démolition : les déchets inertes, le bois, le PVC. Enfin, l'aluminium a été sélectionné pour prendre un exemple métallique étant donné que la mise en décharge de l'acier dans un « *sanitary landfill* » n'existe pas dans la base Ecoinvent.

On remarque que 3 modules contribuent principalement aux impacts environnementaux des installations de stockage telles que modélisées sur Ecoinvent. Pour les catégories « Déplétion

des ressources », « Déplétion de la couche d'ozone » et « Énergie primaire totale » c'est la production des enrobés qui a la contribution la plus forte. Pour les catégories « Acidification », « Réchauffement climatique », « Déchets » et « Déchets radioactifs », c'est l'énergie dépensée pour la manutention des déchets qui est responsable des impacts. Enfin, les émissions que ce soit par la lixiviation ou les dégagements gazeux influent fortement sur les résultats des catégories comme « Toxicité humaine », « Oxydation photochimique », « Eutrophisation » et les « Ecotoxicité ».

Ces 3 modules sont donc maintenant étudiés de plus près afin d'être, au besoin, adaptés à la situation française.

4.5.1 La manutention des déchets

De manière similaire à un « *Inert material landfill* », la phase opérative d'une décharge est décrite dans le module « *Process-specific burdens, sanitary landfill/CH U* » exprimé par kg de déchet traité dans lequel 4 flux énergétiques sont distingués :

- Le diesel nécessaire au fonctionnement des engins chargés de placer et de compacter les déchets, soit $4,67 \cdot 10^{-2}$ MJ ;
- L'électricité pour le fonctionnement des pompes à gaz soit, $1,35 \cdot 10^{-3}$ kWh ;
- L'électricité consommée par le bâtiment administratif : $1,5 \cdot 10^{-5}$ kWh ;
- Le fioul pour le chauffage du bâtiment administratif : $1,61 \cdot 10^{-3}$ MJ.

L'ensemble de ces données est issu de la publication d' [Hunziker & Paterna, 1995].

Dans le cadre du PREDEC, le rapport environnemental [PREDEC, 2014] donne également un ratio d'énergie pour le traitement des déchets dans une ISDND : $1,77 \cdot 10^{-2}$ MJ/kg. Cette donnée plus récente remplace la valeur initiale fournie par Ecoinvent. Les valeurs des flux concernant l'électricité et le chauffage des locaux administratifs sont conservées.

4.5.2 Les infrastructures d'une ISDND

Les infrastructures d'une décharge de type « *Sanitary landfill* » ont été décrites dans la partie 4.3.1. L'analyse de différents modules d'installations de stockage dans Ecoinvent a montré que ce sont les enrobés qui ont la plus grande contribution sur les impacts finaux. Parmi les 4 300 t d'enrobés utilisées dans la construction d'un « *Sanitary landfill* », près de 85 % sont placés à la base, sur les flancs et au niveau des murs internes afin d'assurer l'étanchéité de la structure. Les 15 % restants sont issus de la construction de la route.

Contrairement aux ISDI, la conception des ISDND est encadrée par la législation française (arrêté du 9 septembre 1997). Ces décharges accueillent les déchets ménagers et assimilés dont la nature entraîne une lixiviation naturelle. L'installation doit être munie de différentes barrières permettant de limiter et de recueillir les lixiviats.

La première barrière qualifiée de passive est constituée du terrain naturel en l'état. Ce terrain, au niveau de la base de l'installation, doit présenter une perméabilité inférieure à $1 \cdot 10^{-9}$ m/s sur au moins 1 m et inférieure à $1 \cdot 10^{-6}$ m/s sur au moins 5 m. Quant aux flancs, ils

doivent être constitués d'une couche minérale d'une perméabilité inférieure à 1.10^{-9} m/s. Lorsque la barrière géologique ne répond pas aux critères, elle doit être complétée artificiellement et renforcée par des moyens présentant une protection équivalente comme par exemple en rajoutant des argiles spécifiques du type bentonite ou des matériaux artificiels (géocomposite bentonitique).

Le système de protection est complété par une barrière dite active qui doit garantir l'étanchéité des casiers et éviter la sollicitation de la barrière passive. Elle est constituée, du bas vers le haut, par une géomembrane, surmontée d'une couche de drainage. Celle-ci est elle-même constituée, de bas en haut, d'un réseau de drains permettant l'évacuation des lixiviats vers un collecteur principal et d'une couche drainante d'épaisseur supérieure ou égale à 0,5 m ou tout dispositif équivalent. Le récapitulatif de ces différentes couches est montré sur la figure 44 suivante :

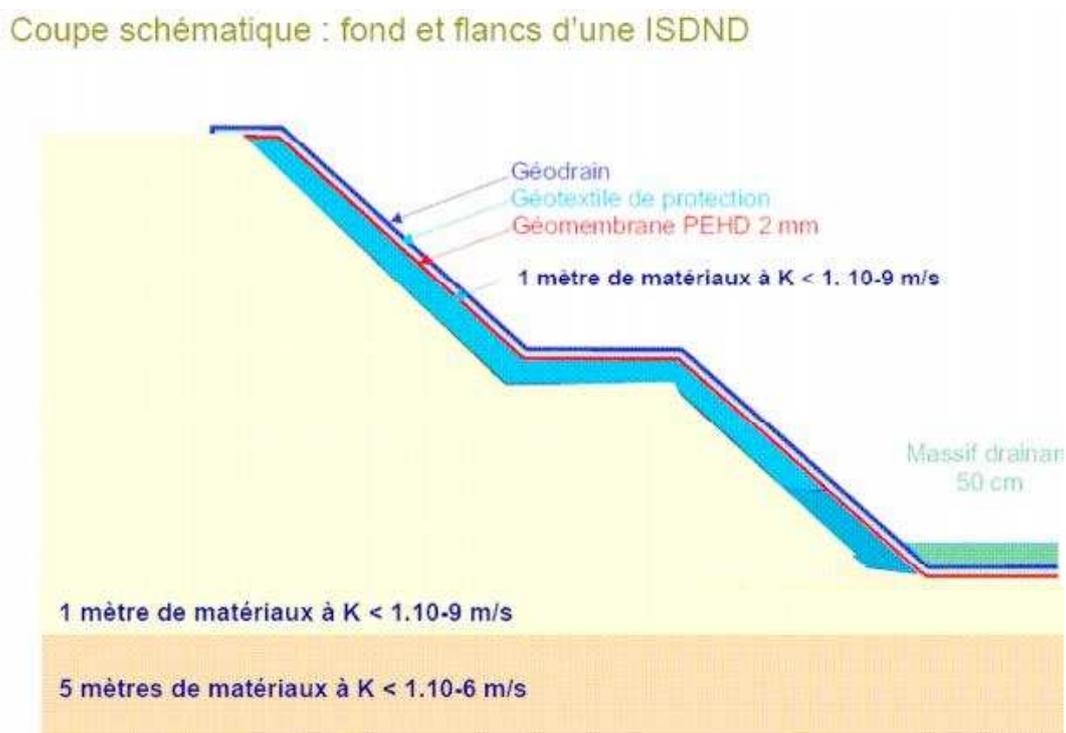


Figure 44: Schéma d'une coupe et d'un flanc d'une ISDND (DRIEE Ile de France, 2012)

Cependant, l'arrêté ne donne pas plus de détails sur la nature des matériaux composant ces différents éléments, notamment sur la nature et l'épaisseur des dispositifs équivalents dans la barrière passive. Des groupes de travail ont alors travaillé sur cette problématique pour aboutir à une méthodologie permettant de calculer l'équivalence des différentes couches protectrices entre elles.

Pour spécifier la quantité et la nature de chacune de ces couches, nous nous sommes basés sur différentes sources [Communications Naldeo ; Doka, 2009 ; Grisey, 2013 ; Sydevom, 2012, <http://www.comcomfiumorbucastellu.fr/>] aboutissant à la proposition suivante :

- Une barrière passive composée de 3 éléments : le sol à l'état naturel surmonté d'1 m d'argile du type bentonite et d'un GSB (géosynthétique bentonitique) ;

- Une barrière active constituée d'une géomembrane, d'un géotextile de protection, d'une couche drainante et d'un système de collecte des lixiviats.

La nature, le rôle et les calculs permettant la modélisation de ces différents éléments de l'infrastructure d'une ISDND sont maintenant précisés.

4.5.2.1 La barrière passive

La qualité des sols dépend de la localisation de la décharge. Ainsi, en amont d'un projet d'installation d'une ISDND, une étude relative à la topographie et au contexte géologique est réalisée [Sydevom, 2012]. La nature de la barrière active peut donc varier entre les différents sites selon les propriétés du sol. Nous nous plaçons dans un cas où le sol à l'état permet de répondre au cadre réglementaire, c'est-à-dire 5 m avec une perméabilité de $1 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Ces 5 mètres de matériaux initialement présents sont recouverts d'1 m d'argile traitée à la bentonite. Pour estimer les ordres de grandeurs en termes de distance de transport, nous nous sommes basés sur la construction de l'étanchéité passive du centre de stockage des déchets non fermentescibles d'Hardivilliers pour laquelle de l'argile venant du gisement de Lihons a été utilisée. La distance entre ces 2 locations est d'environ 50 km. Cette valeur représentera la distance de transport de l'argile mais également celle de la bentonite. Les modules Ecoinvent décrivant ces deux matériaux sont respectivement « *Clay, at mine* » et « *Bentonite, at mine* » et ont une masse volumique de 1,5 et 1 t/m³.

La barrière passive est mise en œuvre en couches successives allant de 0,25 m à 0,35 m où l'argile et la bentonite sont mélangées avant d'être compactées. Cette procédure, en prenant le cas où chaque couche mesure 0,25 cm, doit donc être répétée 4 fois pour couvrir les 114 000 m² de la décharge avec un dosage en poudre de bentonite de 5 kg/m². Nous obtenons des quantités de 171 000 t d'argile et de 4 560 t de bentonite. Nous ne connaissons pas la quantité d'énergie nécessaire à la mise en œuvre de la barrière passive : nous conservons la valeur de 0,5 L de diesel par m² de décharge.

Nous optons pour un cas où le terrain est renforcé par une couche de 1m d'argile bentonitique placée sur le fond de forme de l'installation, c'est-à-dire sur les flancs et le fond. Les dimensions de l'ISDND sont supposées similaires au « *Sanitary landfill* » suisse, soit un fond de forme de 114 000 m². Pour déterminer la quantité de bentonite, nous avons besoin de sa masse volumique. Une revue bibliographique d'articles et de fiches techniques donne une échelle de valeurs allant de 0,8 à 2,5 kg/L [Dutta, 2015 ; www.dpmf.fr; www.mostfrance.com]). De plus, la perméabilité des bentonites varie entre 10^{-11} et 10^{-14} pour une densité sèche variant de 0,5 à 2,2 [Dixon, 1996] ce qui est en cohérence avec la première échelle de valeur. La densité sèche des bentonites incorporées dans les GSB varient entre 0,8 et 1 [CFG, 2011]. La valeur maximum de 1 000 kg/m³ est reprise pour les calculs de quantité de bentonite nécessaire à la mise en étanchéité du site.

Un géosynthétique bentonitique est placé au dessus de l'argile. Le GSB est un produit manufacturé en forme de nappe constitué d'un assemblage de matériaux comprenant au moins un textile et de la bentonite assurant un rôle d'étanchéité [CFG, 2011]. Il existe plusieurs types de géosynthétiques dont les GSB collés, aiguilletés, cousus ou thermoliés. Un

GSB aiguilleté a été utilisé dans le cadre d'une opération sur une ISDND (Informations données par Noël Delaroche de la société Naldeo).

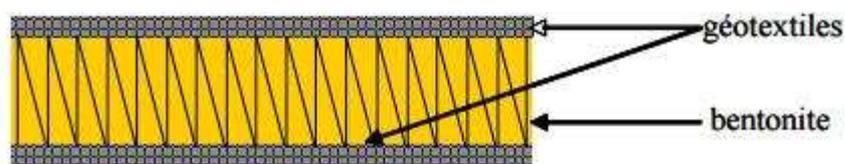


Figure 45 : Schéma d'un géotextile bentonitique aiguilleté [CFG, 2011]

Toutefois, dans le cadre de notre étude, aucune modélisation spécifique pour l'aiguilletage ne sera réalisée. Le GSB est constituée de 2 couches de géotextiles en PEHD de 2 mm chacune contenant de la bentonite à hauteur de 5 kg/m^2 (Communication Naldeo) répartie sur les $114\,000 \text{ m}^2$ du fond de forme.

4.5.2.2 La barrière active

La barrière active se retrouve au-dessus de la barrière passive et assure le drainage et l'étanchéité active.

La première couche est une géomembrane en PEHD de 2 mm d'épaisseur que l'on retrouve également dans les « *Sanitary landfill* » suisse avec une masse volumique de 960 kg/m^3 . Cette nappe est installée sur le fond de forme ainsi que dans le fond des casiers, soit une surface totale de $138\,000 \text{ m}^2$ avec $264\,960 \text{ kg}$ de polyéthylène.

La deuxième couche est un géotextile de protection utilisé pour éviter le poinçonnement de la géomembrane dû aux contraintes mécaniques de la couche drainante. Les caractéristiques de ce film plastique ne sont pas spécifiquement connues. Nous choisissons un géotextile de 2 mm d'épaisseur en EPDM d'une masse volumique de 860 kg/m^3 , soit une quantité de $237\,360 \text{ kg}$.

La troisième couche est constituée par 50 cm de matériaux drainants de graviers, comme dans les installations de stockage suisses, de masse volumique $1\,600 \text{ kg/m}^3$, soit une quantité totale de $91\,200 \text{ t}$.

Enfin, un réseau de drains permet de collecter les lixiviats. Il est composé de tuyaux en PE d'une longueur totale de 12 km. Cette longueur de 12 km est directement reprise du rapport Ecoinvent pour une quantité totale de PE de $194\,564 \text{ kg}$.

La nature des couches des barrières actives et passives est la principale différence entre les infrastructures françaises et suisses. À partir des nouvelles quantités de matières calculées précédemment, les flux sont modifiés ainsi que le transport associé. Les hypothèses relatives au transport ont été conservées tandis que pour la bentonite qui n'est pas utilisée dans la construction des installations de stockage suisses une distance de 50 km est considérée. Pour le reste, les flux liés à la consommation énergétique issue de la construction de la décharge, à la production et l'acheminement des collecteurs en béton, à la construction de la route et à la fermeture du site sont conservés.

4.5.2.3 Récapitulatif

Le tableau 50 suivant récapitule les différents flux permettant de modéliser les infrastructures d'une ISDND ainsi que les procédés Ecoinvent utilisés :

Tableau 50 : Flux issus de la construction d'une ISDND		
Flux	Quantité	Unité
<i>Bentonite, at mine/CH</i>	$2,85.10^6$	kg
<i>Clay, at mine / CH</i>	$1,71.10^5$	kg
<i>PEHD, granulate at plant/RER</i>	$8,97.10^5$	kg
<i>Synthetic rubber/RER</i>	$2,37.10^5$	kg
<i>Gravel, round at mine/CH</i>	$1,09.10^8$	kg
<i>Excavation, hydraulic digger/RER</i>	$6,98.10^5$	m ³
<i>Excavation, skid steer digger/RER</i>	$6,98.10^5$	m ³
<i>Diesel burned building machine/GLO</i>	$2,97.10^6$	MJ
<i>Bitumen, at refinery/CH</i>	$6,75.10^5$	kg
<i>Concrete, sole plate and foundation, at plant/CH</i>	$2,57.10^2$	m ³
<i>Extrusion, plastic film/RER</i>	$7,28.10^5$	kg
<i>Extrusion plastic pipes/RER</i>	$1,95.10^5$	kg
<i>Chromium steel/RER</i>	$5,47.10^3$	kg
<i>Reinforcing steel/RER</i>	$1,57.10^4$	kg
<i>Cast iron/RER</i>	$2,65.10^3$	kg
<i>Tap water, at user/RER</i>	$3,34.10^6$	kg
<i>Transport lorry20-28t, fleet average/CH</i>	$4,15E10^7$	tkm
<i>Transport freight rail/FR</i>	$3,78E10^5$	tkm

Les principales différences entre une décharge française et une décharge suisse se situent au niveau des matériaux utilisés pour assurer l'étanchéité vis-à-vis des lixiviats. En Suisse, l'utilisation d'enrobés et de graves est privilégiée tandis qu'en France on choisit de l'argile bentonitique et des géosynthétiques. Il est important de noter que par rapport aux modèles proposés par Ecoinvent, les techniques suisses ont pu évoluer notamment pour protéger les ressources minérales telles que les graves. Il est possible que l'étanchéité des dernières installations de stockage suisses ait été réalisée avec plus de géomembranes qu'auparavant.

De plus, une différence dans la modélisation de l'extrusion des différents éléments en polyéthylène (PE) est à souligner. Dans le module original, un procédé « *Extrusion, plastic film* » était répertorié afin de modéliser l'extrusion des drains en PE. Quant à la géomembrane en PE, son extrusion n'est pas prise en compte. Pour notre modélisation d'ISDND, les procédés « *Extrusion, plastic pipes* » et « *Extrusion, plastic film* » permettent de modéliser les extrusions des drains et des géomembranes respectivement. Enfin, pour quantifier ces deux procédés, nous avons pris en compte que pour un 1 kg de ces procédés on obtenait respectivement 0,996 kg de tuyaux extrudés et 0,976 kg de films extrudés. Ces

deux dernières données étant fournies dans la description de ces deux procédés (www.ecoinvent.org).

4.5.3 Lixiviation et dégagements gazeux

Pour évaluer les impacts des émissions des ISDND, il faut estimer les quantités émises, que ce soit sous forme de lixiviation ou de dégagements gazeux. Le modèle Ecoinvent présenté dans la partie 4.3.2., se base notamment sur la composition initiale d'un kg de déchets et le calcul d'un coefficient de transfert. Une première amélioration pourrait se situer au niveau du modèle. Cependant, notre niveau de connaissances n'est pas suffisant pour proposer un nouveau modèle en supposant qu'il y en ait besoin d'un. Pour adapter la quantification de ces flux à un système, il serait possible de réaliser une analyse chimique afin de définir de manière plus récente les compositions en éléments chimiques des différentes natures de déchets.

De plus, le coefficient de transfert à long terme s'arrête à 60 000 ans après le dépôt du déchet ce qui correspond à l'apparition de la prochaine ère glaciaire. Cette ère glaciaire modifierait les conditions actuelles et dans l'approche Ecoinvent le but est d'estimer les émissions qui ont lieu dans les conditions environnementales actuelles. Pour certains éléments chimiques comme les métaux qui prennent plusieurs millénaires avant de se retrouver dans les nappes phréatiques, les impacts peuvent donc être sous-estimés. Pour pallier cela, on pourrait considérer que l'ensemble des éléments présents initialement se retrouvent émis dans l'environnement. Il s'agirait alors d'estimer la quantité de lixiviats récupérée durant les 100 premières années. Cette date des 100 ans après le dépôt des déchets correspond à la période où les différentes couches et barrières de protection agissent encore notamment la géomembrane. Les lixiviats qui ne sont pas récupérés au bout de 100 ans sont alors considérés comme émis définitivement dans l'environnement quel que soit l'horizon temporel envisagé.

4.6 Application aux chantiers de démolition

A l'instar du chapitre 3 consacré au transport, nous appliquons ces modules adaptés au cas français aux chantiers de démolitions présentés au chapitre 2.

4.6.1 Cas de la démolition traditionnelle

Nous rappelons que dans l'étude de cas de la démolition traditionnelle, l'entreprise avait enfoui l'ensemble des déchets à l'exception de l'amiante dans une gravière lui appartenant. Les déchets étant principalement de nature inerte, nous avons opté pour le module Ecoinvent « *Disposal concrete, 5% water, to inert material landfill* ». Dans un premier temps, comparons celui-ci au module adapté issu de la partie 4.4. Les résultats de cette comparaison sont montrés sur la figure 46 :

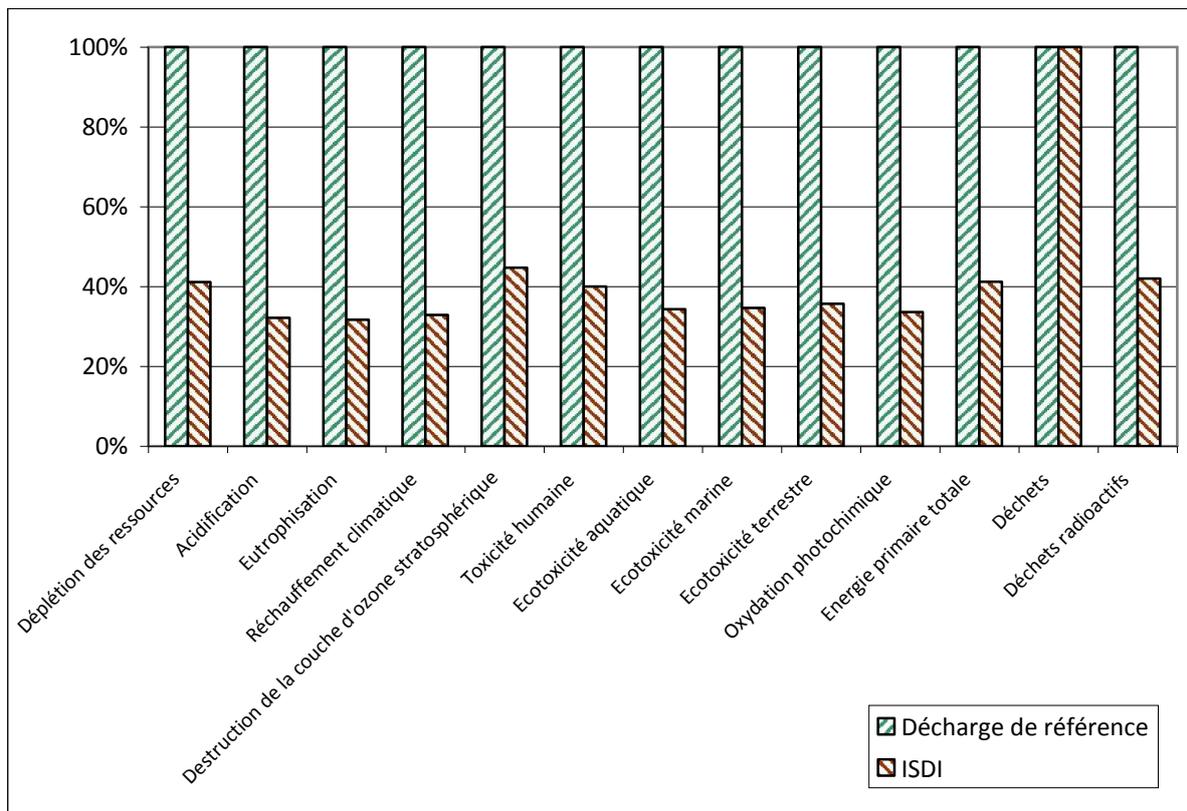


Figure 46 : Comparaison entre une décharge suisse et une décharge française de déchets inertes

Le module « ISDI » que nous avons créé a des impacts logiquement inférieurs au module de décharge de référence quelle que soit la catégorie d'impact considéré. En effet, nous avons considéré qu'il fallait moins de matériaux et de ressources pour construire une ISDI que pour construire une décharge du type « *Disposal, to inert material landfill* ». On s'exempt notamment de la production d'enrobés bitumineux et de graves qui assurent l'étanchéité des structures en Suisse. Quelles sont alors les conséquences sur les résultats finaux présentés dans le chapitre 2 ?

Nous comparons donc les résultats de la modélisation de la démolition traditionnelle selon le module de décharge utilisé. Cette comparaison est réalisée sur la figure 47 :

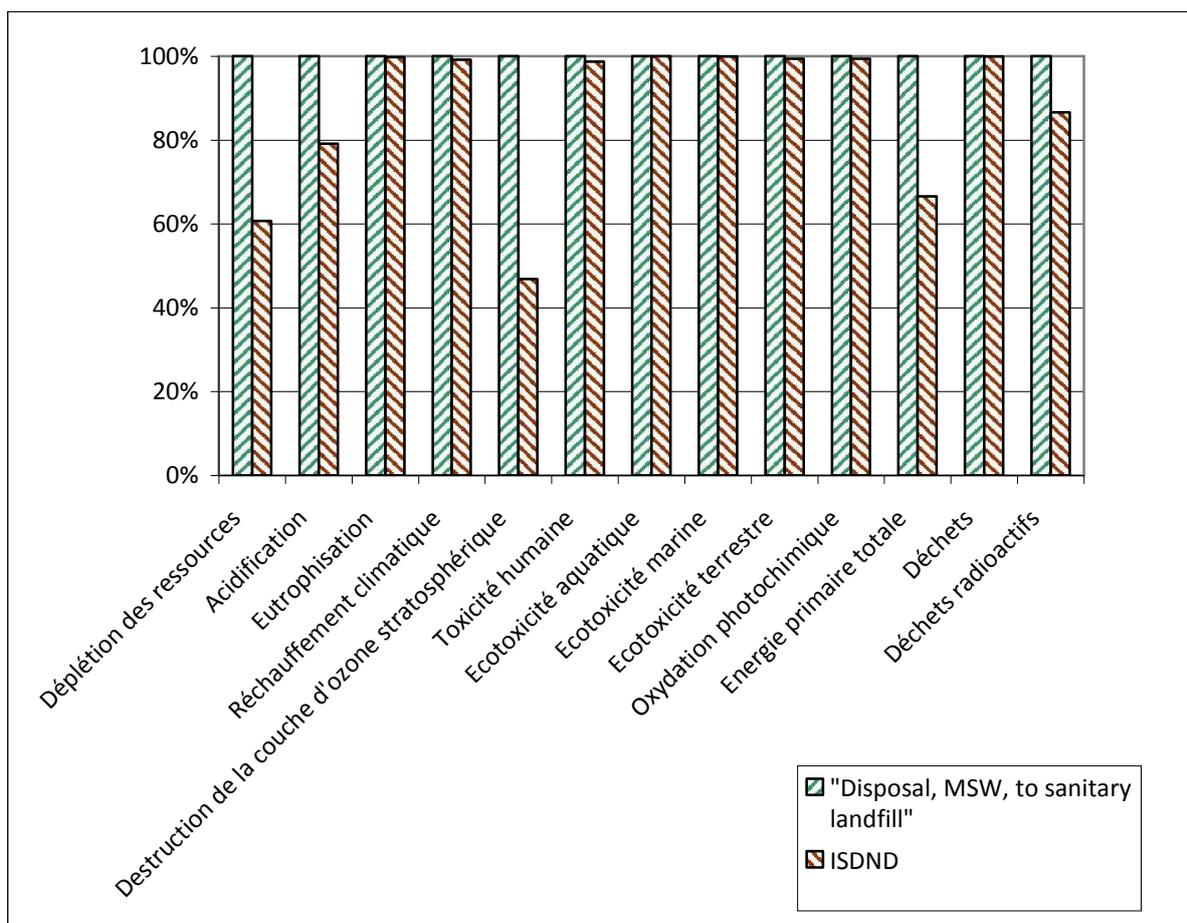


Figure 48 : Comparaison entre un "Sanitary landfill" suisse et une ISDND française

Les impacts d'une ISDND pour un kg de déchet traité sont inférieurs quelle que soit la catégorie d'impact considérée. Cependant, cette différence est anecdotique excepté pour les indicateurs de « Déplétion des ressources », « Acidification », « Destruction de la couche d'ozone stratosphérique » et « Énergie primaire totale ». Les principaux contributeurs dans ces 4 catégories sont la production des enrobés utilisés pour l'étanchéité de l'infrastructure et le transport des matériaux. De plus, la construction d'une ISDND nécessite globalement moins de matériaux : les enrobés et une partie des graves sont remplacés par des géotextiles. Cette variation quant à la quantité de matériaux utilisés est précisée dans le tableau 51 :

	« Sanitary landfill » (en kg)	ISDND (kg)
« Polyethylene, granulate »	$5,12 \cdot 10^5$	$8,97 \cdot 10^5$
« Synthetic rubber »	161	$2,37 \cdot 10^5$
« Gravel »	$1,09 \cdot 10^8$	$2,89 \cdot 10^8$
« Bitumen »	$4,3 \cdot 10^6$	$6,75 \cdot 10^5$

Cette quantité totale de matériaux a une influence sur le nombre de kilomètres à parcourir pour les acheminer : la phase de transport de l'ISDND est plus faible que celle de la décharge suisse.

Quelle est l'influence de cette adaptation de modules sur les résultats finaux ?

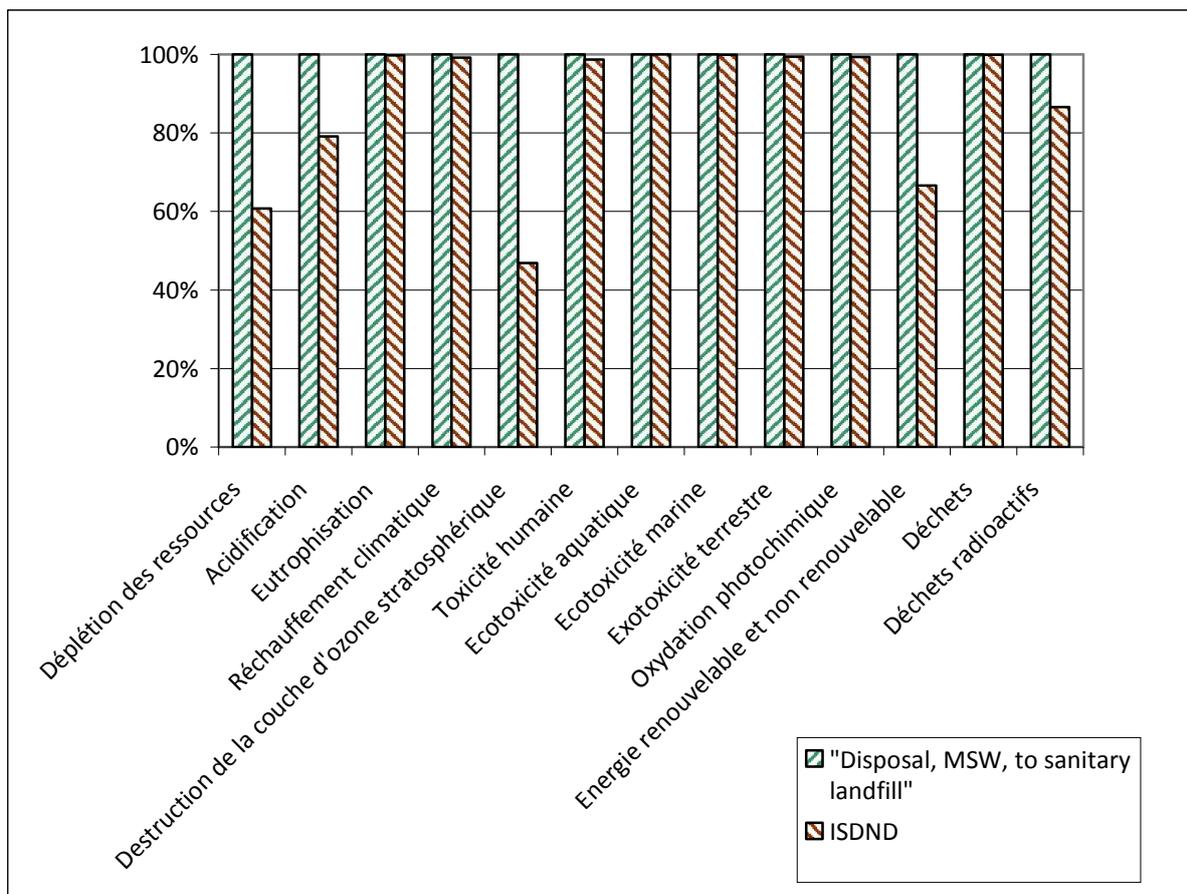


Figure 49: Comparaison de l'influence du module de décharge choisi pour le scénario de démolition sélective

On remarque que le fait d'adapter le module suisse à la situation française n'a que peu d'influence sur l'ensemble des catégories d'impact considéré. Ce résultat s'explique par la faible contribution du module de décharge dans les 4 catégories d'impacts soulignés précédemment. Dans notre scénario de référence, la contribution du module « *Disposal, municipal solid waste, 22,9 % water to sanitary landfill* » pour les catégories « Déplétion des ressources », « Acidification », « Destruction de la couche d'ozone stratosphérique » et « Énergie primaire totale » est respectivement de 3, 3, 4 et 3%. Les différences de conception des installations de stockage, dans notre cas d'étude, n'ont pas d'influence sur les résultats finaux.

Conclusion

Ce quatrième chapitre s'est intéressé aux modules de décharge à cause de leur contribution relative non négligeable dans nos scénarios de démolition traditionnelle et sélective. Notre attention s'est portée sur deux types d'installations de stockage : les « *Inert material landfill* » et les « *Sanitary landfill* » dont les descriptions précises ont été présentées. Ces modules ont en commun de prendre en compte la manutention des déchets ainsi que l'amortissement des infrastructures. De plus, dans le cas des « *Sanitary landfill* », les

émissions gazeuses et liquides émises jusqu'à 60 000 ans après le dépôt des déchets sont comptabilisées. Ces deux modules ont été adaptés à la situation française.

Pour adapter un « *Inert material landfill* » en ISDI, la quantité d'énergie nécessaire à la manutention des déchets a été modifiée à l'aide d'une donnée fournie par le PREDEC ainsi que les quantités de matériaux pour la construction de l'installation de stockage. Ces modifications ont eu une influence sur les résultats finaux de la démolition traditionnelle puisqu'en remplaçant le module initial de décharge par une ISDI adaptée à la situation française, une diminution de 40 % des impacts quelle que soit la catégorie considérée a été observée.

Quant à l'adaptation des « *Sanitary landfill* » en ISDND, deux modifications similaires ont été réalisées : la première portant sur la manutention des déchets et la deuxième sur l'amortissement de l'infrastructure. Par contre, aucune modification n'a été faite sur la quantité de gaz et de lixiviats émise même si le modèle utilisé dans Ecoinvent a été expliqué de manière précise. Il se base notamment sur deux approches permettant d'évaluer la quantité d'émissions selon la nature chimique de l'élément. Nos connaissances ne sont pas suffisantes pour connaître la pertinence de ce modèle ou savoir si des données plus actuelles seraient indispensables pour le renforcer. Une étude approfondie mériterait d'être menée en ce sens. Toutefois, une remarque peut être faite sur la durée de 60 000 ans pendant laquelle sont comptabilisés les lixiviats. Cette durée a été choisie car dans 60 000 ans, le début d'une nouvelle ère glaciaire devrait avoir lieu modifiant de manière profonde les conditions environnementales actuelles. L'objectif étant de calculer les impacts potentiels subis par notre environnement actuel, les émissions au-delà de 60 000 ans ne sont pas intégrées ce qui semble contradictoire avec le mode de pensée ACV. On pourrait donc simplifier le modèle en considérant que tout ce qui n'a pas été récupéré au bout de 100 ans sera émis dans la nature dans un temps suffisamment long.

Ces deux modules adaptés ont alors été comparés aux modules initialement choisis puis intégrés dans un scénario alternatif afin d'évaluer l'influence de l'adaptation sur les résultats finaux. Leur influence est dépendante de la contribution initiale du module de décharge. Dans le scénario de démolition traditionnelle, la contribution du module de décharge était importante (plus de 50 %) sur l'ensemble des catégories d'impacts. L'adaptation a donc logiquement diminué les impacts globaux de la démolition traditionnelle ainsi que la contribution relative de la phase de mise en décharge. Au contraire, dans le cas de la démolition traditionnelle, l'adaptation s'est révélée peu déterminante étant donné que le module adapté présentait des impacts plus faibles sur des catégories d'impacts où l'enfouissement des déchets avait une contribution relative faible.

Chapitre 5

Étude prospective sur le réemploi et la réutilisation dans le bâtiment

Sommaire

LISTES DES FIGURES	13
LISTE DES TABLEAUX	17
LISTE DES ILLUSTRATIONS	19
INTRODUCTION	21
5.1 LE REEMPLOI ET LA REUTILISATION APPLIQUES AU BTP	188
5.1.1 CONTEXTE ET VOCABULAIRE	189
5.1.2 DES EXEMPLES DE REEMPLOI ET DE REUTILISATION	190
5.2 LES CARACTERISTIQUES DU REEMPLOI ET DE LA REUTILISATION	194
5.2.1 LES LEVIERS	194
5.2.1.1 <i>L'augmentation des coûts de la mise en décharge</i>	194
5.2.1.2 <i>Préservation des ressources naturelles</i>	195
5.2.1.3 <i>Bénéfices environnementaux, économiques et sociaux</i>	196
5.2.2 LES FREINS AU REEMPLOI	196
5.2.2.1 <i>La certification des matériaux de réemploi</i>	196
5.2.2.2 <i>Le stockage des éléments récupérés</i>	199
5.2.2.3 <i>la caractérisation du stock</i>	199
5.2.2.4 <i>La localisation du stock</i>	201
5.3 LES BENEFICES ENVIRONNEMENTAUX DE LA REUTILISATION ?	202
5.3.1 IDENTIFICATION DES PARAMETRES.....	202
5.3.2 NIVEAU DE REUTILISATION	204
5.3.3 LA GESTION D'UNE POUTRE EN BETON ARME ISSUE DE LA DEMOLITION D'UN BATIMENT	204
5.3.3.1 <i>Présentation de l'étude de cas</i>	204
5.3.3.2 <i>Dimensionnement des aciers longitudinaux</i>	206
5.3.3.3 <i>Dimensionnement des aciers transversaux</i>	208
5.3.3.4 <i>Réutilisation de la poutre</i>	209
5.3.3.5 <i>Recyclage de la poutre</i>	214
5.3.3.6 <i>Mise en décharge</i>	217
5.3.4 COMPARAISON DES 3 SCENARIOS	218

L'ère moderne s'est accompagnée d'une profusion de biens et de produits dans les pays développés et d'un sentiment de disposer de ressources illimitées permettant une croissance économique rapide. Ce sentiment s'est estompé ces dernières années pour laisser place au constat que les ressources naturelles dont nous disposions étaient limitées. Au fil des années, des filières de recyclage se sont mises en place afin de préserver les ressources nécessaires au fonctionnement de notre société. Le recyclage permet d'obtenir des flux secondaires de matières économisant ainsi des ressources vierges. Il évite donc les impacts environnementaux liés à leur extraction et à leur transformation tout en émettant une pollution liée au procédé de recyclage lui-même. Le développement des filières de recyclage en lieu et place de l'enfouissement et de l'incinération a fait évoluer une économie dite linéaire où les déchets sont jetés et inutilisés vers une économie dite circulaire où ces mêmes déchets deviennent des ressources.

Cependant, le recyclage ne peut rester à lui seul une solution durable du moins à long terme. En effet, la tentation est grande de considérer le recyclage comme une solution idéale autorisant une consommation abusive des ressources sous le prétexte qu'elles seront recyclées. Une boucle de recyclage est rarement complètement fermée. En premier lieu, il faut considérer le taux de collecte : un élément peut être recyclable mais il a besoin d'être collecté et amené dans une filière spécifique pour être traité. Ce taux de collecte n'est jamais de 100 % et de la matière est d'ores et déjà perdue. Puis, il faut prendre en compte le fait que certains matériaux ne peuvent être recyclés indéfiniment. Dans le cas du recyclage du papier, la qualité des fibres obtenues raccourcissent à chaque traitement demandant l'apport de fibres vierges. Ainsi, le papier ne peut être recyclé que de 2 à 6 fois. En revanche, les métaux peuvent eux être recyclés presque indéfiniment à condition d'être collectés en fin de vie : la nécessité d'extraire des matériaux vierges s'expliquant par des besoins toujours plus importants et des conceptions fondées sur le principe de ressources infinies.

L'industrie du BTP consomme chaque année une grande quantité de matériaux, comme le montre le tableau 52 [ASURET, 2010] :

Tableau 52 : Besoin en matériaux du BTP	
Matériau	Quantité (en million de tonnes)
Gypse	5,6
Granulats	447
Ciment	21,4
Béton	30 millions de tonnes de produits en béton auxquels s'ajoutent 44 Mm3 de béton prêt à l'emploi
Mortier	2,8
Chaux	3,2
Plastique	1,2

Il n'existe pas de données concernant la production de métal dédiée au bâtiment. On estime le stock de métal entre 10 et 15 t par habitant dans les pays développés [ASURET, 2010]. Dans la construction, on retrouve de l'acier (fondation, armatures...), de l'aluminium (menuiserie), du cuivre (tuyau d'alimentation) et du zinc (couverture).

Pour répondre à ses besoins, dans une démarche éco-conceptive, les déchets issus des chantiers de démolition pourraient devenir les ressources des futurs chantiers de construction. Plus particulièrement, les déchets inertes qui constituent près de 70 % des déchets de démolition. Or, aujourd'hui, aucune technique ne permet de recycler le béton afin de récupérer les principaux matériaux le constituant : sable, granulats, ciment. Les pratiques actuelles consistent à concasser les déchets inertes afin d'obtenir des granulats recyclés utilisés en techniques routières. Or, cette voie de valorisation implique une certaine dégradation de la matière ainsi qu'un certain taux de construction et de rénovation des infrastructures routières.

Le recyclage, bien que constituant un rouage essentiel d'une société plus respectueuse de l'environnement, a fait oublier que d'autres solutions alternatives et durables existent : la réutilisation et le réemploi qui, elles également, permettent de préserver des ressources. Ces alternatives peuvent s'appliquer au domaine du BTP.

Il est important de rappeler que des exemples de réemploi et de réutilisation peuvent se retrouver dans l'Histoire de la construction. Par exemple, le réemploi de colonnes et de chapiteaux lors de la construction de la mosquée de Cordoue montré sur la figure 50 ou la réutilisation des pierres issues de la démolition de la Bastille par un entrepreneur privé. Ces pierres ont notamment été utilisées dans la fabrication du pont de la Concorde [Historia, 2009].



Figure 50 : Chapiteaux et colonnes réemployés dans la mosquée de Cordoue (Mosquée de Cordoue par Jialiang Gao)

L'époque moderne est plus avare en exemple de réemploi. On peut cependant citer la reconstruction de la chapelle de Notre-Dame-du-Haut à Ronchamp par Le Corbusier en

1955. Détruite par les bombardements de la seconde guerre mondiale, les pierres récupérées ont servi à bâtir les murs du nouvel édifice qui ont ensuite été recouverts par une coque en béton. Derrière une façade en béton se cache donc l'un des derniers exemples de réemploi en France [Choppin, 2014].

Les précédents chapitres se sont intéressés aux chantiers de démolition et à leur aspect environnemental. Ce dernier chapitre s'inscrit dans cette continuité en traitant la possibilité d'utiliser des éléments structurels en béton armé sous forme de réemploi et de réutilisation dans le cycle de vie suivant afin de potentiellement diminuer leur cout environnemental.

Ce chapitre se focalise donc au réemploi et à la réutilisation en présentant quelques exemples en France et dans le monde puis en évoquant les leviers et les freins de ces solutions alternatives. Enfin, une étude prospective basée sur l'outil ACV sera menée afin de dégager une méthodologie dont l'utilisation pourrait contribuer au développement des pratiques de réutilisation dans le BTP.

5.1 Le réemploi et la réutilisation appliqués au BTP

En fin de vie, différentes possibilités quant à la gestion d'un bâtiment et de ses composants sont envisageables. Ces pratiques peuvent être classées par ordre décroissant d'intérêt environnemental [Saleh, 2009] :

- La réutilisation du bâtiment : avec de petites modifications, on adapte un bâtiment afin de prolonger de manière durable son usage actuel ou de lui conférer un nouvel usage ;
- La réutilisation des éléments constitutifs : on réemploie des éléments ou des produits de construction dont la qualité permet d'envisager la même utilisation ou des utilisations plus dégradées (downgrading). Cette solution permet de profiter de produits dont les composants sont déjà assemblés et parfois difficilement dissociables ;
- La réutilisation des matériaux : on réemploie les matériaux de ces éléments ;
- Le recyclage des matériaux.

À cette liste, l'incinération avec ou sans valorisation d'énergie ainsi que la mise en installation de stockage pourraient être rajoutées même si ce sont les filières qui devraient être utilisées en ultime recours dans une optique de préservation de la matière. On remarque que cette hiérarchisation se rapproche de celle prônée par l'Union Européenne où la prévention des déchets et la réutilisation sont prioritaires par rapport au recyclage. Même si le réemploi et la réutilisation sont recommandés par les institutions, ces pratiques ne sont pas encore répandues contrairement à celle du recyclage. Après avoir précisé les différences entre réemploi et réutilisation dans le BTP, nous montrerons des exemples de réemploi et de réutilisation à travers le monde.

5.1.1 Contexte et vocabulaire

Selon l'article L 541-1-1 du Code de l'Environnement les termes de réemploi et de réutilisation sont ainsi définis :

- Réemploi : toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau pour un usage identique à celui pour lequel ils avaient été conçus ;
- Réutilisation : toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont utilisés de nouveau.

La différence entre ces deux termes se situe au niveau du statut pris par les éléments considérés. Si ces éléments sortent de l'emprise foncière du chantier alors ils prennent le statut de déchets et ne peuvent, au regard de la loi, faire l'objet que de réutilisation. Les architectes, quant à eux, n'utilisent pas le même vocabulaire. La réutilisation désigne le nouvel emploi d'un élément pour un usage similaire à celui de son emploi initial tandis que le réemploi désigne le nouvel emploi d'un élément pour un usage différent de son emploi initial. On constate que les termes sont inversés, le réemploi étant vu comme un détournement de la matière et de son utilisation initiale. Dans le cadre de ce travail, nous utiliserons le vocabulaire défini par la loi française.

Ces deux notions ne sont pas spécifiquement définies pour le BTP où des cas particuliers peuvent apparaître [MEDDE, 2013] :

- Les opérations de traitement pour lesquels les matériaux ne sortent pas du périmètre du site du chantier comme des agrégats d'enrobés générés, traités et réemployés sur site sont considérées comme du réemploi ;
- Les opérations de traitement sur site avec détournement de l'utilisation pour lesquels les matériaux ne sortent pas du chantier mais dont le nouvel usage est différent de l'usage initial comme le concassage du béton utilisé comme remblais doit être considéré comme de la prévention ;
- L'utilisation des terres de remblaiement pour des aménagements paysagers et exhaussements de terrain peut être considérée comme du réemploi lorsqu'elle a lieu dans le périmètre du site du chantier. En revanche, l'utilisation de déblais pour cet usage sur un autre terrain doit être considérée comme de la valorisation matière ;
- La logistique inverse sur les excédents de chantier (produits non utilisés, chute de production) ou les emballages (consigne) est à considérer comme une opération de prévention (du fait de la non intention de se défaire du produit) ;
- Le don vers un receveur personnifié de matériaux ou biens issus de la déconstruction sélective qui seront réemployés est à considérer comme une opération de prévention ;

- Une opération de tri lors d'un chantier de déconstruction est à considérer comme une opération de prévention car elle permet de mettre à part le flux de déchets dangereux, et donc de le limiter. En effet, la présence d'un déchet dangereux au sein d'un flux de déchets non dangereux le requalifie en déchets dangereux et donc accroît sa nocivité ;
- Les opérations effectuées hors du site du chantier et qui ne nécessitent pas le passage par une installation de traitement réalisant une opération autre qu'un simple contrôle, nettoyage ou réparation afin de réutiliser les matériaux ou biens issus du chantier, peuvent être considérées comme de la réutilisation. Ces opérations n'entrent pas à proprement parler dans la définition de la prévention des déchets. Toutefois, au vu de leur similitude avec le réemploi (notamment lorsque l'usage du matériau ou du bien est identique à l'usage initial), ces opérations sont également étudiées dans le cadre de la mise en place du plan de prévention des déchets.

5.1.2 Des exemples de réemploi et de réutilisation

La Supply Driven Architecture (SDA) est une nouvelle tendance architecturale qui se développe comme alternative face à une architecture plus traditionnelle [Poelman, 2009]. Dans la SDA, l'objectif est de construire les nouveaux bâtiments avec des éléments et des matériaux de bâtiments déconstruits tout en respectant les normes de sécurité, d'énergie, de confort et d'esthétique. Ce sont donc les plans de l'architecte qui s'adaptent aux produits disponibles et non l'inverse. En effet, les concepteurs disposent aujourd'hui d'un immense catalogue de 100 000 matériaux parmi lesquels ils peuvent piocher pour réaliser leurs idées. Dans la SDA, la créativité des architectes pour concevoir de nouveaux édifices est favorisée par les matériaux à disposition dans les environs du chantier. Cette nouvelle approche demande une plus grande adaptabilité pour imaginer des structures à partir d'une offre limitée de matériaux dont il est nécessaire d'avoir une idée de la localisation.

Aux États-Unis, il existe des associations à but non lucratif qui proposent de déconstruire les bâtiments afin de récupérer un maximum de matériaux réutilisables. Les récupérations concernent autant des éléments du second œuvre (portes, fenêtres, sanitaires...) que des éléments du gros œuvre (poutres en bois, planchers et éléments de toiture...). On retrouve parmi les éléments du gros œuvre principalement du bois comme remarqué au chapitre 2.

« The Rebuilding Center » et « The Reuse People » stockent alors les éléments de récupération dans de gros entrepôts où les entreprises peuvent venir acheter des matières premières secondaires.

À travers le monde, la SDA a été mise en application. Quelques exemples sont maintenant présentés. Le premier se situe aux Pays-Bas : il s'agit de la villa Welpeloo à Enschede montrée sur la figure 53. Construite en 2009 par le cabinet d'architectes Superuse Studios, la maison a été bâtie à l'aide de matériaux récupérés aux alentours du chantier de construction.



Figure 51 : Construction de la villa Welpeloo [Superuse Studios, 2009]

En fonction de l'arrivée des matériaux, la conception de l'édifice était modifiée et les techniques de construction adaptées. La structure porteuse a été réalisée à partir d'acier issu d'une ancienne machine de production textile, les façades sont en bois qui était originalement destiné à l'incinération ou à la production de panneaux en particules, notamment de bobines en bois provenant d'une usine de production de câbles, qui étaient endommagées et ne pouvaient plus être employées dans leur fonction originelle.

Le deuxième exemple se situe aux États-Unis dans le Massachussets où le prototype d'une maison d'habitation a été réalisé (figure 52). Sa particularité provient de l'utilisation d'éléments d'infrastructures déconstruites dont les propriétés mécaniques résiduelles étaient suffisantes pour assurer l'intégrité de la nouvelle structure.



Figure 52 : « The Big Dig House, East Lexington MA » par John Phelan

La structure de la maison est en acier et béton récupérés du Boston Big Dig (une autoroute urbaine), en particulier des parties surélevées de l'autoroute I-93. 270 t de matériaux ont été réutilisées ; il s'agit des systèmes poutres-poteaux en acier ainsi que des dalles en béton. En profitant de la grande capacité porteuse de telles structures, il est possible de les reconvertir, une fois leur « première vie » terminée, pour des structures demandant des charges d'exploitation plus faibles : dans ce cas, des segments de viaduc deviennent les éléments porteurs d'une maison d'habitation. L'utilisation d'éléments déjà assemblés a permis une plus grande rapidité : le montage des structures en acier et des dalles a pris 2 jours contre les 14 nécessaires normalement.

Des initiatives ont également vu le jour en France notamment par l'intermédiaire de l'association Bellastock, une association d'architectes située à Paris qui s'intéresse notamment à la valorisation des territoires par le biais du réemploi et de la réutilisation. Profitant de la déconstruction des entrepôts Printemps sur l'Île Saint-Denis, Bellastock a ainsi implanté un laboratoire d'expérimentation sur ce terrain nommé Act'lab. Des expérimentations ont permis de détourner des éléments de leur usage initial : un réseau de tubes Sprinkler anti-incendie a été démantelé, reconditionné puis associé à des skydômes pour obtenir des luminaires (figure 53).

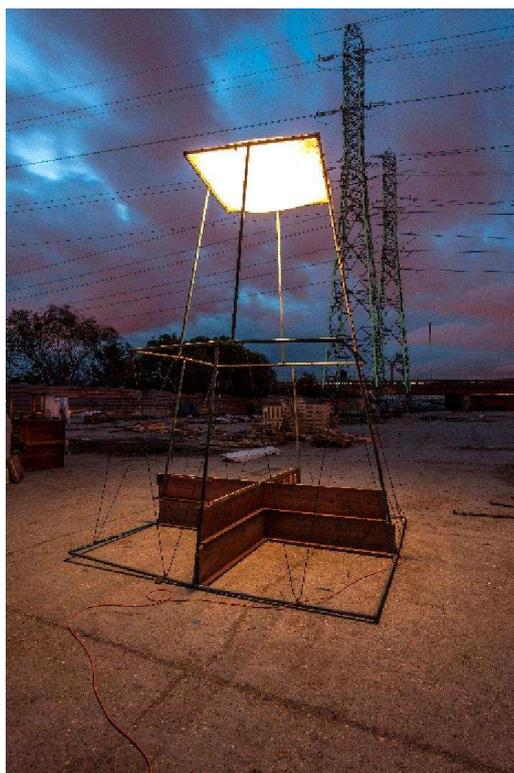


Figure 53 : Luminaire issu de matériaux de réemploi [Bellastock, 2014]

Les travaux de Bellastock ne se sont pas focalisés sur les éléments du second œuvre récupérés lors de l'étape de curage mais leur intérêt s'est également porté sur des éléments structurels. Des poteaux en béton armé ont été détournés du concassage à l'aide d'une pelle mécanique, les morceaux de ferraille ont été découpés à la meuleuse puis empilés afin de servir comme gradins par exemple.

De nombreux autres études de cas sont présentées dans le livre « Matière Grise » [Choppin, 2014] consacré au réemploi dans le monde selon la définition des architectes, c'est-à-dire où des matériaux et des produits sont détournés de leur fonction initiale afin de constituer une ressource dans un projet de construction. On retrouve des murs porteurs en dalles de moquettes usagées, des murs intérieurs en bouchons de bouteilles ou une façade composée de vieilles fenêtres en chêne collectées dans chacun des États membres pour le nouveau siège du Conseil de l'Union Européenne. Hormis ces créations originales, on retrouve également des matériaux plus conventionnels comme des murs en bois provenant de granges ou en palplanches. Globalement, l'acier et surtout le bois sont d'importantes sources d'intérêt pour les architectes.

Les initiatives présentées ci-dessous ont un caractère expérimental et unique. Les pratiques de réutilisation se trouvent dans une phase de démonstration de la faisabilité à l'échelle unitaire, non ou difficilement reproductible. Il s'agit maintenant d'étudier les possibilités de développement de la réutilisation à une échelle plus grande où les gains/pertes environnementaux seraient établis.

L'étude menée dans la suite de ce chapitre, malgré son caractère prospectif, est un premier pas vers une étude plus scientifique de la réutilisation. De plus, peu d'exemples concernent

les déchets du type béton qui sont pourtant aujourd’hui la nature de déchet majoritaire recueillie sur les déchets de démolition.

La suite de ce chapitre se consacre donc à détailler les avantages et les freins au réemploi et à la réutilisation d’une poutre en béton armée.

5.2 Les caractéristiques du réemploi et de la réutilisation

Plusieurs facteurs peuvent agir favorablement dans le développement de la déconstruction et des pratiques de réutilisation qui lui sont associées.

5.2.1 Les leviers

Les principaux leviers permettant de favoriser la réutilisation sont la pénurie de certaines ressources naturelles, l’augmentation des coûts associés, la nécessité de préserver des ressources naturelles et de potentiels bénéfiques environnementaux, économiques et sociaux [Addis, 2006 ; Guy, 2006 ; O’Brien, 2006 ; Coehlo, 2012].

5.2.1.1 L’augmentation des coûts de la mise en décharge

Réemployer ou réutiliser a pour première conséquence directe de diminuer la quantité de déchets. Or, la gestion des déchets a un coût non négligeable, que ce soit pour les citoyens lorsqu’il s’agit des déchets municipaux ou pour les entreprises notamment celles dans le secteur du bâtiment. En effet, ces dernières années l’augmentation du prix de la mise en décharge ou de la TGAP (Taxe Générale sur les Activités Polluantes) ont conduit les professionnels à mieux trier les déchets de leurs chantiers de démolition leur permettant de réaliser des économies. Les fourchettes de prix sont données dans le tableau 53 :

Installation de stockage	Prix à la tonne
Installation de stockage des déchets dangereux (ISDD)	Entre 200 et 500 euros
Installation de stockage des déchets non dangereux (ISDND)	Entre 60 et 120 euros
Installation de stockage des déchets inertes (ISDI)	Entre 0 et 10 euros

Dans les cas des bennes contenant des déchets mélangés, le prix demandé correspondra au déchet le plus cher. Il existe donc bien une réelle incitation pour trier les déchets qui est une première étape pour augmenter le taux de recyclage et de réutilisation.

Ces déchets, selon leur nature, peuvent être détournés vers une mise en décharge définitive et sans valeur ajoutée. Or, l’ouverture d’installations de stockage dans des zones fortement densifiées telles que l’Île de France pose problème. Dans le cas francilien, les installations de stockage sont regroupées en Seine et Marne. Les habitants de ce département vivent

comme une injustice ce déséquilibre en matière d'installations de stockage [PREDEC, 2014]. De plus, dans un territoire densifié il est plus difficile d'étendre ou de créer des décharges, que ce soit à cause du manque de place ou du refus des communautés locales (syndrome NIMBY= Not In My Back Yard). Diminuer la quantité de déchets envoyés en installations de stockage permet ainsi d'augmenter la durée d'exploitation des infrastructures existantes et de limiter la nécessité d'en créer de nouvelles.

5.2.1.2 Préservation des ressources naturelles

Prolonger la durée de vie d'un élément de bâtiment permet de préserver de manière plus durable les ressources non renouvelables nécessaires à la production d'un produit, à son transport, son utilisation et sa gestion en fin de vie. Ce concept d'énergie nécessaire tout au long du cycle de vie d'un matériau est appelé énergie grise. Plus un élément possède une énergie grise importante, plus il est intéressant de le valoriser. La figure 54 donne les ordres de grandeurs de l'énergie grise exprimée en GJ/t des principaux matériaux de construction :

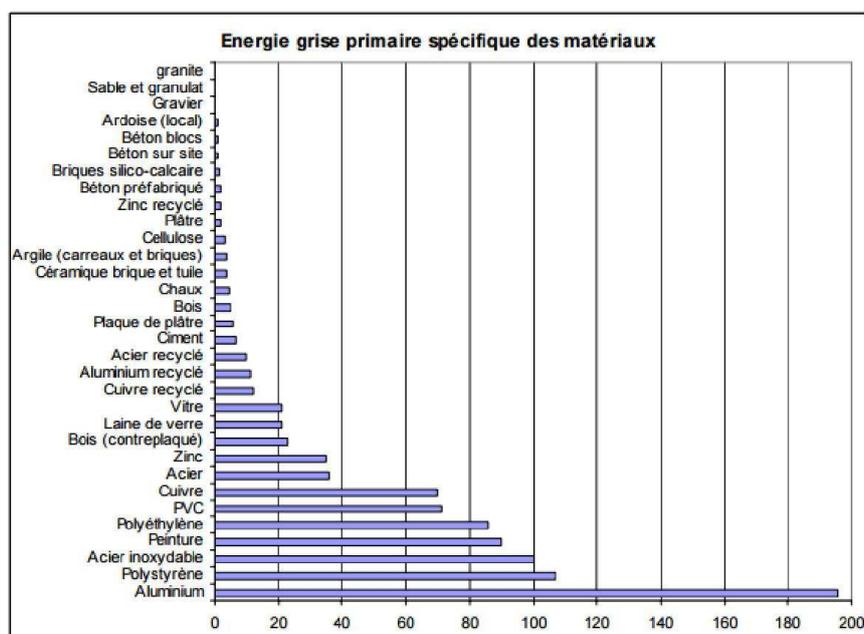


Figure 54 : Énergie grise des principaux matériaux de construction [Roussat, 2007]

Globalement, les métaux sont les matériaux ayant les énergies grises les plus grandes : elles sont cependant plus faibles pour leur équivalent recyclé. Cette économie en ressources énergétiques est une des raisons pour lesquelles les filières de recyclage des métaux sont bien implantées. Si les pratiques de réemploi et de réutilisation devaient être appliquées à des structures ou à des éléments métalliques, il faudrait veiller à ce que leur nouvel usage permette d'économiser un métal de même nature et non un matériau avec une énergie grise plus faible. Dans le cas contraire, une demande accrue serait exercée sur les extractions de minéraux.

Dans le cadre de cette thèse, l'intérêt se situera au niveau des déchets inertes. Ceux-ci ont certes une énergie grise inférieure aux métaux mais sont présents en plus grande quantité sur les chantiers de démolition où les filières de valorisation tardent à se mettre en place.

5.2.1.3 Bénéfices environnementaux, économiques et sociaux

Enfin, les filières de réemploi et de réutilisation ont des bénéfices sociaux et économiques. Ces solutions alternatives demandent plus de main d'œuvre que d'autres filières de fin de vie : pour 10 000 t de déchets il faut un poste pour les incinérer, 6 pour les enterrer et 36 pour les réutiliser [US EPA, 2002]. De plus, l'apprentissage lié à la prise en main des techniques de déconstruction donnent l'opportunité à des personnes peu ou pas qualifiées de s'insérer sur le marché du travail. Quant aux bénéfices économiques, ils varient selon les études de cas. En effet, les coûts de la fin de vie d'un bâtiment dépendent d'un certain nombre de paramètres : le type de structure, les temps, le coût du travail, l'expérience des compagnons, les coûts de mise en décharge et le prix de revente des matériaux. Les aspects sociaux et économiques sont deux aspects essentiels du développement durable mais leur évaluation dans le cadre de la réutilisation ne sera pas abordée plus en profondeur. Ainsi, il pourrait être intéressant de considérer les conséquences sociales d'une diminution de la production de matériau vierge si la réutilisation se développait de manière significative.

Malgré ces incitations et ces avantages, la réutilisation est une pratique loin d'être répandue car aujourd'hui plusieurs freins existent encore.

5.2.2 Les freins au réemploi

Dans cette section sont présentés plusieurs freins au réemploi et à la réutilisation pour des matériaux et des éléments issus de bâtiments qui n'ont pas été conçus dans cette optique. En effet, des recherches ont été menées pour bâtir des édifices dont la déconstruction sera aisée au moment de leur fin de vie dans plusieurs dizaines d'années. Cependant, les bâtiments construits dans une démarche d'écoconception, c'est-à-dire où la gestion de leur fin de vie a été pensée au moment de leur conception restent aujourd'hui marginaux. Dans le cadre de cette thèse, nous nous concentrons sur l'ensemble du patrimoine existant dont la déconstruction n'avait absolument pas été envisagée au moment de leur conception et donc les constituants n'ont pas été prévus pour être séparés.

5.2.2.1 La certification des matériaux de réemploi

L'un des maillons essentiels pour le développement de la réutilisation et du réemploi est la certification qui permettrait de pérenniser ces nouvelles pratiques à l'échelle d'un territoire.

La certification d'un produit de construction est régie par le règlement européen n°305/2011 pour la commercialisation d'un produit de construction. Un règlement, contrairement à une directive, est directement applicable sans nécessiter de transposition dans les différentes législations nationales. À l'échelle des ouvrages, 7 exigences fondamentales sont demandées qui ont donc des répercussions sur les matériaux et les produits employés dans la construction :

- Résistance mécanique et stabilité ;
- Sécurité en cas d'incendie ;

- Hygiène, santé et environnement ;
- Sécurité d'utilisation ;
- Protection contre le bruit ;
- Économie d'énergie et isolation thermique ;
- Utilisation durable des ressources naturelles.

La dernière exigence prévoit notamment la réutilisation et la recyclabilité des ouvrages de construction, de leurs matériaux et de leurs parties après démolition, la durabilité des ouvrages et l'utilisation de matières premières primaires et secondaires respectueuses de l'environnement. Ce dernier point ouvre donc des perspectives pour la réutilisation et le réemploi.

L'objectif à long terme est de pouvoir commercialiser des produits de réutilisation dont les performances seraient certifiées, ce qui encouragerait l'utilisation de ces éléments de récupération dans les chantiers de construction. Le marquage « CE » est ainsi imposé pour la commercialisation d'un grand nombre de produits.

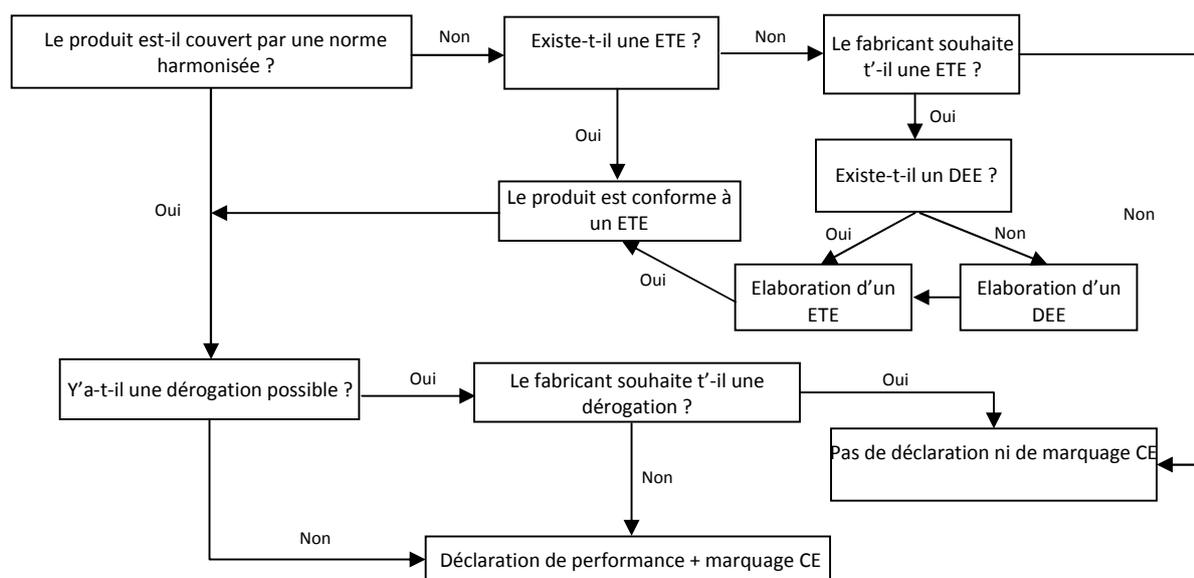


Figure 55 : Les différentes étapes pour obtenir la certification CE [Economie, 2012]

Pour obtenir la certification CE pour un nouveau produit, le fabricant doit rechercher si son produit est couvert par une norme harmonisée. La liste des normes harmonisées est publiée dans le journal de l'Union Européenne [UE, 2015]. Elles précisent les caractéristiques essentielles que doit posséder le produit ainsi que les tests à effectuer pour évaluer ses performances.

Lorsqu'un produit n'est pas couvert par une norme harmonisée, le producteur a la possibilité de demander une ETE (Evaluation Technique Européenne) qui peut être considérée comme une norme harmonisée mais pour un produit spécifique d'un fabricant. Une ETE permet

donc de disposer d'une méthode d'évaluation des performances d'un produit. Cette ETE se base elle-même sur un DEE (Document d'Evaluation Technique) qui constitue un référentiel technique pour élaborer l'ETE. Ce document contient donc une description générale du produit de construction, ses caractéristiques essentielles ainsi que les méthodes d'évaluation nécessaires pour évaluer les performances du produit [Economie, 2012].

Une fois ces conditions remplies, la déclaration de performances peut être réalisée et la certification obtenue. Un industriel peut obtenir une dérogation sous 3 conditions [Economie, 2012] :

- Le produit est fabriqué individuellement ou sur mesure par un procédé unique sur un site de construction unique ;
- Le produit est fabriqué sur le site de construction en vue d'être incorporé dans l'ouvrage de construction ;
- Le produit est fabriqué dans le but de rénover ou de protéger un ouvrage faisant partie d'un environnement classé ou en raison de la valeur architecturale du bâtiment.

Dans le cas des matériaux et des éléments de réutilisation, le principal verrou se situe au niveau de l'évaluation des caractéristiques essentielles. En effet, la production industrielle en série des matériaux neufs permet un contrôle relativement aisé de la qualité finale qui résulte en une production homogène et standardisée à l'échelle d'un territoire. Pour un élément réutilisé à partir d'un bâtiment démolé, les caractéristiques mécaniques résiduelles sont plus difficiles à estimer. Il est important de rassembler un certain nombre d'informations comme les caractéristiques initiales (propriétés mécaniques initiales, conception du bâtiment...), l'historique pendant le cycle de vie (les conditions d'utilisation) ainsi que l'influence des procédés de déconstruction qui peuvent endommager l'élément à réutiliser. Des organismes certificateurs comme le CSTB proposent différentes certifications qui ont la caractéristique de reposer sur la base du volontariat (www.evaluation.cstb.fr) :

- L'ATec (Avis technique) : c'est un avis formulé par un groupe d'experts sur l'aptitude à l'usage des ouvrages réalisés avec des procédés innovants ;
- Le Pass'Innovation : c'est une procédure d'évaluation rapide pertinente pour les techniques innovantes bénéficiant d'un retour d'expérience réussi ou d'une évaluation étrangère favorable ;
- L'ATex (Appréciation Technique d'Expérimentation) : cette évaluation technique est réservée aux procédés non traditionnels appliqués sur différents chantiers pendant une durée limitée ou sur une technique constructive sur un chantier précis à réaliser.

Cette certification permettra de modifier la perception de ces matériaux et éléments qui sont considérés plus comme des déchets dont il faut se débarrasser que des ressources. Dans la mesure où ils répondent aux objectifs de préservation des ressources, cette certification serait un pas de plus vers une utilisation plus répandue qui concurrencerait les équivalents neufs.

5.2.2.2 Le stockage des éléments récupérés

Le stockage est également un élément clé puisqu'il contribue à connecter l'offre et la demande. Dans une gestion idéale des flux de matériaux, il ne serait pas nécessaire de recourir à des espaces de stockage permettant d'entreposer les éléments de récupération : ceux-ci iraient directement du chantier de démolition au nouveau site de construction ou resteraient sur place dans une optique de démolition-reconstruction. Malheureusement, ce cas semble pour l'heure, utopique ou, dans le meilleur des cas, rare. Il semble judicieux d'implanter des espaces de stockage à proximité des sources de matériaux, c'est-à-dire des zones fortement urbanisées. Le manque de disponibilités de terrains ainsi que les prix élevés sont un frein à leur établissement. Une solution alternative serait alors de s'éloigner des centres villes, ce qui aurait pour conséquence d'augmenter le coût et les pollutions dûs au transport.

La phase de stockage doit également faire l'objet d'une attention particulière afin de ne pas détériorer les éléments, ce qui pourrait limiter ou dans le pire des cas empêcher leur réutilisation. Par exemple, des éléments en béton qui doivent être stockés de telle manière à préserver leurs propriétés mécaniques résiduelles ou leur aspect extérieur ou des éléments en acier qui peuvent se corroder.

L'un des challenges pour la réutilisation est donc de limiter le temps de stockage en optimisant le délai entre la déconstruction et la construction et de veiller à ce que le mode de stockage ne diminue pas la qualité du composant. Ce challenge pourrait être répondu par l'intermédiaire de plateformes virtuelles contenant les données sur les éléments disponibles à un temps t et enrichies par les données concernant le stock à démolir et donc disponible à court terme. Faire coïncider l'offre et la demande et limiter les temps de stockage sur l'emprise ou dans un espace dédié permettrait de diminuer les coûts et contribuerait à l'essor de ces alternatives.

5.2.2.3 la caractérisation du stock

Même s'il ne constitue pas réellement un frein pour la réutilisation, l'identification du stock disponible et récupérable dans les années à venir semble un levier majeur pour le développement de ces pratiques. En effet, selon l'utilisation du bâtiment, les techniques constructives et les matériaux utilisés qui varient selon la période de construction ainsi que les conditions d'exploitation de l'édifice, les possibilités de réutilisation seront différentes.

Aux États-Unis, un inventaire a été réalisé dans la région de Washington D.C. pour estimer le stock disponible en répertoriant les caractéristiques d'habitations condamnées [US EPA, 1999]. Dans cette étude, 4 types d'habitations ont été caractérisés :

- Immeubles d'habitations à grande hauteur ;
- Immeubles d'habitations à faible hauteur ;
- Maisons mitoyennes ;
- Maisons individuelles.

Pour chacune de ces catégories, les composants et les éléments récupérables par déconstruction ont été identifiés. On retrouve principalement des éléments structurels en bois et des éléments du second œuvre tels que les fenêtres à cadres métalliques, des armoires ou des éviers.

Cette identification des matériaux et éléments potentiellement réutilisables passent par un diagnostic des éléments récupérables. Dans un premier temps, il s'agit de repérer les composants ayant une valeur économique reconnue : on peut citer l'exemple aux États-Unis des poutres en pin Douglas dont la valeur marchande incite leur récupération. Les éléments en bois sont d'ailleurs régulièrement cités dans les différents guides traitant de la déconstruction. Cependant, la construction en bois est moins répandue en France où les bâtiments en béton sont privilégiés.

Un guide canadien [Kernan, 2002] a d'ailleurs évalué les possibilités de récupération pour différentes natures de matériaux qui sont précisées dans le tableau 54 :

Béton	Le béton armé est concassé : les armatures sont recyclées et le béton est utilisé dans les techniques routières.
Maçonnerie	Les briques des murs intérieurs peuvent être récupérées d'autant plus si elles sont liées à la chaux. Leur prix est environ 2 fois moins cher que leur équivalent neuf.
Acier	En raison des connexions soudées qui ne facilite pas la déconstruction et du marché bien établi du recyclage de l'acier, seuls quelques composants sont réutilisés.
Bois	Les poutres en pin Douglas sont très demandées et leur récupération bien établie.
Isolants	Le polystyrène peut être récupéré même s'il faut prendre en compte une diminution des performances.
Portes et fenêtres	Les portes ont un plus gros potentiel que les fenêtres étant donné que les fenêtres sont obsolètes dues aux nouvelles réglementations thermiques
Éléments du second œuvre (équipement de salle de bain, équipement électrique ou de plomberie...)	Pour ces éléments de second œuvre, leur réutilisation va dépendre de leur état et de leur ancienneté. Réutiliser des toilettes dont la consommation est bien plus élevée que son équivalent neuf est-il une bonne solution ?

5.2.2.4 La localisation du stock

Une fois la démarche de déconstruction achevée, il s'agit de mettre en relation l'offre et la demande. Pour satisfaire ce second objectif, le cabinet Superuse Studios a développé une carte de localisation des ressources disponibles permettant aux architectes ou à des particuliers de concrétiser leur projet (<http://www.oogstkaart.nl/oogstkaart/>). Ce support permet de visualiser les matériaux disponibles aux Pays-Bas principalement et permet de réaliser des recherches affinées selon l'endroit où l'on se trouve. Ainsi, dans le cas des architectes ce n'est plus le projet qui définit les matériaux dont il a besoin mais c'est l'offre qui influence directement la conception du projet.

Une initiative identique a été menée par le collectif d'architectes bruxellois Rotor par l'intermédiaire d'un site : Opalis (<http://opalis.be/>). Elle permet de rechercher des matériaux dans la zone du Bénélux et du nord de la France. En plus de fournir une liste des revendeurs connus de matériaux, des conseils pour s'approprier les techniques de la réutilisation sont données. Parmi les matériaux proposés, on retrouve des éléments en bois (planchers, poutres, portes...), en pierre et en céramique (carrelage, pavés, briques...) ainsi que des sanitaires, des châssis de fenêtres ou certains appareils électriques. On remarque que l'on retrouve peu ou pas d'éléments en béton.

Pour aboutir à une réutilisation de matériaux, deux maillons essentiels de la chaîne ont été présentés : l'étape de déconstruction et le rapprochement de l'offre et de la demande à travers de cartes interactives. La première permet de préserver l'intégrité physique des matériaux et garantir des qualités de réemploi suffisantes. La deuxième influe sur le développement de la réutilisation en rapprochant les revendeurs avec des clients potentiels.

Conclusion partielle

Ces dernières années, un réel intérêt s'est porté sur le réemploi et la réutilisation des matériaux et des composants issus des bâtiments démolis. Longtemps considérés comme des déchets, on commence à entrevoir leur potentiel en tant que ressources, même si une certaine acceptation sociétale doit encore être atteinte. Les matériaux de seconde main sont encore vus comme des matériaux pauvres et de mauvaise qualité. Le contexte actuel encourage ces tendances que ce soit l'augmentation des taxes ou de l'enfouissement en installation de stockage ou bien l'augmentation du prix des matières premières dû à leur raréfaction. Cependant, il reste de nombreux obstacles à surmonter tels que la certification des éléments récupérés ou l'émergence de filières viables permettant de faire le lien entre l'offre et la demande. La pérennisation de ces pratiques passera par la mise en place d'outils comme des cartes permettant de localiser les sources de matériaux ou des guides présentant des solutions alternatives de récupération.

La déconstruction liée à la récupération de matériaux demande également un temps de planification plus long qu'une démolition. Un chantier de déconstruction dure entre 2 et 10 fois plus longtemps qu'un chantier de démolition. Or, dans le cas d'une démolition-reconstruction, le planning est souvent serré et il est plus difficile de justifier d'un point de vue économique une déconstruction plus lente demandant des moyens matériels et humains plus spécifiques. Ainsi, il est bien plus rentable de démolir une dalle en béton à

l'aide d'une pelle mécanique plutôt que d'utiliser une scie hydraulique requérant un savoir faire plus important et demandant plus de temps. Cependant, une étude économique globale serait intéressante pour estimer si la valorisation économique du produit de déconstruction compenserait le coût supplémentaire d'une déconstruction.

D'un point de vue environnemental, un outil semble également nécessaire. En effet, les bénéfices environnementaux de la réutilisation sont régulièrement mis en avant mais aucune quantification n'a été réellement réalisée. S'il semble logique qu'une réutilisation soit préférable à une mise en décharge car elle permet d'économiser des ressources, qu'en est-il d'une réutilisation par rapport à du recyclage ?

L'étude présentée dans la partie suivante s'attèle à proposer une méthodologie qui pourrait permettre de répondre à cette question en mettant en évidence des paramètres clés. Cette solution sera appliquée au cas d'une poutre en béton récupérée. En effet, le béton armé représente le matériau de construction privilégié en France contrairement à des pays comme la Nouvelle Zélande, le Canada ou les États-Unis où le bois a une place bien plus importante. Cet exemple sur une poutre en béton armé sera donc l'occasion de tester notre méthodologie mais également d'estimer la faisabilité d'un point de vue pratique de la réutilisation de poutre en béton armé.

5.3 Les bénéfices environnementaux de la réutilisation ?

Dans un premier temps, nous allons tenter d'identifier les paramètres influant sur la viabilité environnementale de la réutilisation d'un matériau ou d'un élément structurel ou de second œuvre.

5.3.1 Identification des paramètres

La première étape est de réaliser une identification préalable des possibilités de réutilisation. À l'instar d'un diagnostic déchet on pourrait envisager un diagnostic réemploi/réutilisation. Il s'agirait d'un contrôle visuel des différents éléments du bâtiment couplé à des contrôles non destructifs. Néanmoins, aucun impact ne sera considéré pour cette évaluation initiale.

Avant d'être réutilisé, un élément doit d'abord être soigneusement déconstruit afin d'assurer l'intégrité de ses propriétés mécaniques résiduelles ou esthétiques par exemple. Les impacts liés aux flux notamment énergétiques de la collecte de l'élément seront donnés par le paramètre I_c .

Une fois récupéré, une étape de stockage peut être requise, que ce soit sur le chantier de démolition, sur le site de construction ou dans un entrepôt dédié. Ces flux seront pris en compte par le paramètre I_s .

Durant le processus menant à la réutilisation, différentes phases de transport peuvent être nécessaires, que ce soit entre les chantiers de démolition et de construction ou encore entre les chantiers et l'espace de stockage. Les impacts de ces phases de transport sont regroupés dans le paramètre I_t .

Afin d'être bien intégré dans sa nouvelle utilisation, l'élément doit potentiellement passer par une étape de reprocessing, que ce soit pour augmenter certaines de ses propriétés, par souci de mise en œuvre ou par souci d'esthétisme. Ces demandes en matériaux ou en énergie sont intégrées dans le paramètre I_r .

Enfin, pour estimer l'ensemble des bénéfices que pourrait engendrer une réutilisation il semble important de considérer les matières, vierges ou non, préservées par la réutilisation. Nous utiliserons les impacts évités notées I_e .

Il s'agit alors d'estimer si les impacts liés à la réutilisation sont inférieurs à ceux d'une autre filière envisagée. Par exemple, dans le cas d'une comparaison avec une filière de recyclage, des paramètres similaires peuvent être attribués à cette dernière :

- I_c : avant de pouvoir être recyclé un matériau doit être récupéré. Etant donné que la préservation structurelle de la matière ou l'esthétisme n'est plus une contrainte, la récupération doit être moins demandeuse en énergie que la collecte en vue de réutilisation ;
- I_s : avant d'être recyclés, les composants peuvent passer par une étape de stockage. Là encore, la préservation structurelle n'étant pas une priorité dans le cas du recyclage, les impacts de cette étape sont minimes voire nuls ;
- I_t : le matériau devant être recyclé doit être amené vers l'usine de recyclage. De plus, il est probable que la chaîne d'acheminement ne soit pas directe mais passe par une plate-forme de tri ou des centres de regroupement ;
- I_r : l'étape de reprocessing correspond au procédé de recyclage. Il s'agit donc de comptabiliser les flux de matière et/ou d'énergie liés au recyclage ;
- I_e : le recyclage permet également de préserver des ressources à la différence que le recyclage remplace le même matériau (le recyclage de l'acier permet de préserver de l'acier) tandis que selon la réutilisation envisagée la nature du matériau ne sera pas la même.

$$I_c + I_s + I_t + I_r - I_e < I_{c'} + I_{s'} + I_{t'} + I_{r'} - I_{e'}$$

Impacts réutilisation Impacts recyclage

Il s'agit de favoriser la réutilisation pour les usages où les impacts sont plus faibles que le procédé de recyclage correspondant. Avec ces 5 paramètres, il est possible d'avoir une vue globale sur la fin de vie et la transition vers le cycle de vie suivant. Ainsi, un élément difficile à récupérer et coûteux économiquement et énergétiquement pourrait être rentable à réutiliser si son reprocessing est aisé et s'il remplace un matériau à forte énergie grise. Au contraire, un élément détourné pour une nouvelle utilisation qui remplacerait un matériau à faible énergie grise ne serait pas à favoriser. À noter que la nature des matériaux dont la

production est évitée peut varier selon si l'on se situe dans le cas du recyclage ou de la réutilisation.

5.3.2 Niveau de réutilisation

Le mot « réutilisation » englobe différents usages possibles en fin de vie. Dans une logique réellement durable, le matériau ou l'élément récupéré doit être réutilisé de manière optimisée afin de maximiser les bénéfices environnementaux sur l'ensemble du cycle de vie.

Ainsi, une poutre en bois directement convertie en copeaux de bois et incinérée dans le cadre d'une valorisation énergétique n'utilise pas le plein potentiel du bois. Une alternative dite « en cascade » est également possible [Höglmeier, 2013] : une poutre en bois devrait d'abord être transformée en poutre ou en planches de dimensions plus faibles qui ensuite seraient broyées pour produire des panneaux de particules. Ce n'est qu'à ce moment là que la valorisation énergétique devrait avoir lieu. Néanmoins, dans cette organisation chaque nouvelle phase entraîne une dévalorisation mécanique et économique du matériau. Cette diminution de la valeur a été appelée « downcycling » ou « décyclage » [Chini, 2003]. Au contraire, le « surcyclage » désigne l'action de valoriser un matériau dans le sens noble du terme, c'est-à-dire en le transformant dans un matériau de qualité supérieure ayant une valeur économique supérieure. Le recyclage, quant à lui, est une action permettant d'utiliser de nouveau une matière pour des applications similaires pour lesquelles elle avait été fabriquée [Chini, 2003].

Pour que la pratique de réutilisation d'un composant se répande, il semble important de favoriser les applications utilisant au maximum les propriétés initialement présentes pour éviter le décyclage. Ainsi, dans un premier temps, nous allons nous intéresser à la réutilisation et au réemploi d'un élément structurel en béton armé pour un usage identique pour laquelle il était conçu. Dans un second, les impacts environnementaux de cette filière seront comparés à deux autres fins de vie possibles : le recyclage et la mise en décharge.

5.3.3 La gestion d'une poutre en béton armé issue de la démolition d'un bâtiment

Le béton résulte de l'association de deux matériaux dont les propriétés vont se conjuguer : le béton et l'acier. Le béton possède une bonne résistance à la compression tandis que sa résistance à la traction est de 8 à 12 fois plus faible dans les cas courants. Au XIX^{ème} siècle, l'idée de disposer des armatures en acier est apparue. L'acier de type armatures à haute adhérence (HA) employé actuellement a une résistance à la traction de 500 MPa et reprend donc les efforts en traction alors que le béton travaille en compression. Les poutres en béton armé se retrouvent aujourd'hui dans de nombreuses constructions.

5.3.3.1 Présentation de l'étude de cas

Dans un premier temps, il s'agit d'évaluer les impacts de la réutilisation d'une poutre puis dans un second temps de comparer cette fin de vie à un recyclage et à une mise en décharge.

Le premier objectif est donc d'évaluer les quantités de matière et d'énergie mises en jeu dans la réutilisation d'une poutre. Pour cela, il s'agit d'abord de dimensionner les armatures en acier puis de quantifier les flux, principalement énergétiques, permettant la réutilisation. Pour ce faire, nous allons prendre l'exemple d'un plancher porté par plusieurs poutres en béton armé, comme illustré sur la figure 56 :

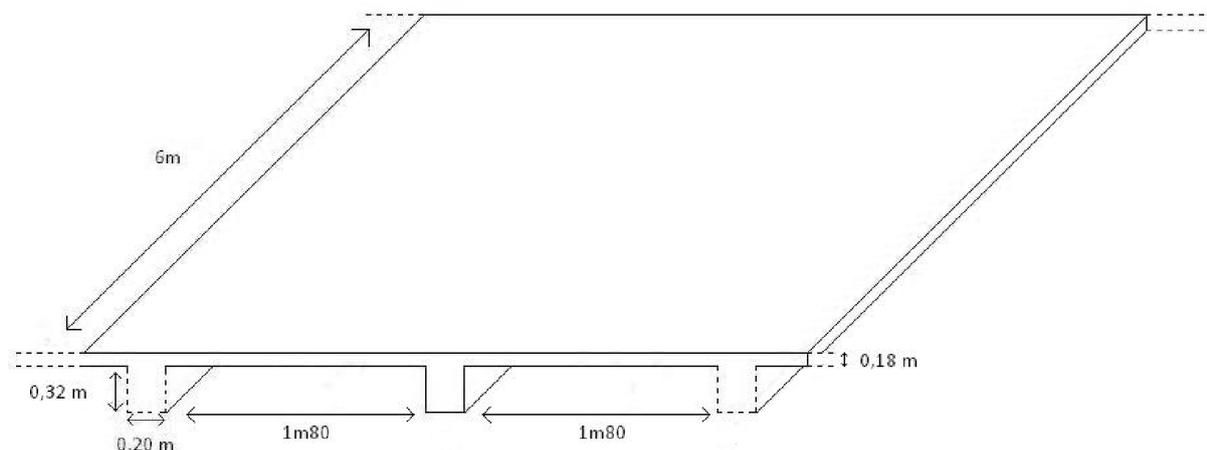


Figure 56 : Schéma de l'étude de cas

Les poutres en béton armé sont de section constante et rectangulaire d'une largeur de 20 cm et d'une hauteur de 50 cm dont 18 cm de plancher. Les poutres ont une portée de 6 m. L'ensemble des données utilisées dans cette étude est récapitulé dans le tableau 55 :

Tableau 55 : Récapitulatif des caractéristiques du plancher, des poutres et des matériaux		
Donnée	Valeur	Unité
Base de la poutre	20	cm
Hauteur de la poutre	50 (dont 18 cm de dalle)	cm
Longueur de la poutre et du plancher	6	m
Résistance à la compression du béton	25	MPa
Résistance à la traction de l'acier	500	MPa
Masse volumique du béton	2 300	kg/m ³
Masse volumique de l'acier	7 800	kg / m ³
Masse volumique du béton armé	2 500	kg/m ³
Poids propre du béton armé	25	kN/ m ³
Revêtement de sol et de cloison	1,2	kN/m ²
Charge d'exploitation	1,5	kN/m ²

Nous situons cette étude de cas en région parisienne où l'établissement d'un marché de la réutilisation semble plus favorable. Même si l'espace et la congestion des transports sont des inconvénients, l'offre et la demande peuvent se concilier dans cette zone à forte densité

urbaine. De plus, les calculs des distances de transport seront effectués, lorsque le lieu d'arrivée sera définie, par l'intermédiaire de Google Maps et en prenant le centre de Paris comme point de départ.

Pour développer ce cas théorique, il est nécessaire de quantifier la quantité d'acier présente dans une poutre par un dimensionnement de son ferrailage. Or, les calculs nécessaires à cette quantification ne sont pas dans mon champ de compétences. Nous avons donc repris le cas d'étude présenté dans le cours de Gérald Hivin de l'IUT de Grenoble [Hivin] où les armatures doivent pouvoir reprendre les efforts en flexion et les efforts tranchants.

5.3.3.2 Dimensionnement des aciers longitudinaux

Nous nous plaçons dans le cas simple où une poutre installée sur 2 appuis est soumise à une flexion simple due à son poids propre, au poids propre de la dalle, au revêtement de sol et aux cloisons ainsi qu'aux charges d'exploitation. Ces données associées aux caractéristiques de la poutre permettent de calculer la quantité de ferrailage nécessaire.

Le dimensionnement des armatures est réalisé à partir du moment fléchissant maximum à l'ELU (Etat Limite Ultime). La réglementation distingue deux types d'états limites :

- L'ELS (État Limite de Service) correspondant à un état de la structure où dans les conditions initialement prévues d'utilisation, les exigences d'aptitudes au service ne sont plus respectées. Le dépassement de ces conditions limites remet en cause la durabilité de l'ouvrage mais la sécurité est garantie ;
- L'ELU correspondant au dépassement d'un état qui conduit à la ruine de la structure comme l'état limite de l'équilibre statique ou le dépassement de la résistance des matériaux.

Dans notre cas, le moment fléchissant maximum à l'ELU noté M_{elu} est donné par la formule :

$$M_{elu} = \frac{pL^2}{8} \quad (1)$$

Avec p la charge exercée sur la poutre par les charges permanentes et les charges d'exploitation. Dans le cas d'une habitation, les charges d'exploitation sont de 150 daN/m^2 soit $1,5 \text{ kN}$ (norme NF P 06-001). Pour s'assurer que la structure puisse soutenir la charge, des coefficients de sécurité sont rajoutés dans la formule permettant de calculer p :

$$p = 1,35G + 1,5Q \quad (2)$$

Avec G les charges permanentes et Q les charges d'exploitation exprimées en kN/m .

Des coefficients de sécurité sont également employés pour estimer la résistance limite des matériaux. Pour le béton nous avons :

$$\sigma_{bu} = \frac{0,85 * f_c}{\gamma_b} \quad (3)$$

Avec σ_{bu} la contrainte de calcul du béton en MPa ;
 f_c la résistance du béton à la compression en MPa
 γ_b coefficient de sécurité égal à 1,5 sans unité.

La section de l'acier nécessaire est donnée par la formule :

$$A_{st} = \frac{M_{elu}}{d * (1 - 0,4\alpha) * \sigma_e} \quad (4)$$

Avec M_{elu} le moment fléchissant ultime
 d la hauteur utile qui vaut 90 % de la hauteur de la poutre
 σ_e la contrainte de calcul de l'acier qui est le rapport entre limite élastique de l'acier (500 MPa) et un coefficient de sécurité valant 1,15.

Une astuce mathématique dans le calcul des équations de moments dans les aciers donne :

$$\alpha = 1,25 * (1 - \sqrt{1 - 2\mu}) \quad (5)$$

Où μ est le moment réduit qui s'exprime de la manière suivante :

$$\mu = \frac{M_{elu}}{b * d^2 * \sigma_e} \quad (6)$$

Ces 6 formules permettent de calculer la quantité d'aciers longitudinaux à l'ELU.

Application à notre étude cas

Ces 6 formules sont appliquées avec les caractéristiques données dans le tableau 56. Celui-ci récapitule les valeurs permettant d'aboutir à la valeur de la section d'acier nécessaire pour le ferrailage de la poutre :

Tableau 56 : Valeur des différents paramètres pour le calcul de la section d'acier		
Paramètre	Valeur	Unité
G	13	kN/m
Q	3	kN/m
p	22,1	kN/m
M_{elu}	$9,95E^{-02}$	m.MN
σ_{bu}	14,17	MPa
μ	$1,73E^{-01}$	Sans dimension
α	$6,16E^{-01}$	Sans dimension
A_{st}	5,62	cm ²

Ainsi, pour reprendre les efforts en traction la section d'armatures longitudinales devra être de 5,62 cm² soit 4 barres HA 14 sur 2 lits. Cela représente une quantité d'acier de :

$$\text{quantité aciers longitudinaux} = 4 \cdot \pi \cdot r^2 \cdot L \cdot \rho_{\text{acier}} = 4 \cdot \pi \cdot (7 \cdot 10^{-3})^2 \cdot 6 \cdot 7800 = 28,8 \text{ kg}$$

Pour reprendre l'effort en flexion une quantité d'environ 29 kilos doit être introduite dans la poutre. Il reste maintenant à déterminer la quantité de ferrailage transversal reprenant l'effort tranchant.

5.3.3.3 Dimensionnement des aciers transversaux

Dans le cours de Gérald Hivin, la détermination pratique des armatures transversales est réalisée comme suit :

- Choix du diamètre des aciers transversaux Φ_t ;
- Calcul de A_t la section droite d'un cours d'armatures transversales ;
- Vérification de la contrainte de cisaillement ;
- Calcul de l'écartement maximal ;
- Calcul de l'espacement entre les différents cadres d'armatures selon une méthode analytique ou la méthode de Caquot.

Dans notre cas, les calculs de ces différents paramètres et la détermination du nombre d'armatures et de leur espacement donne par la méthode analytique 27 cadres HA 6 répartis sur les 6 m de poutre comme montré sur la figure 57 :

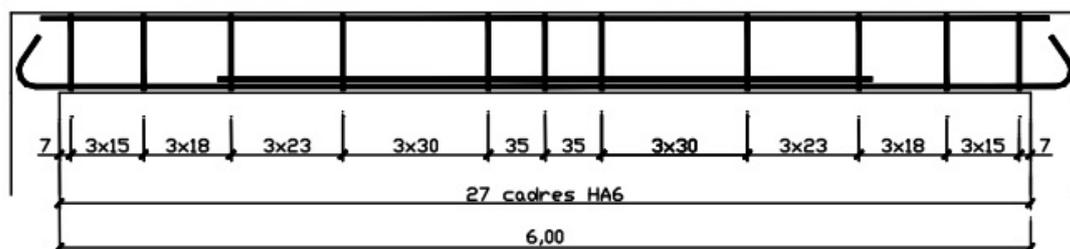


Figure 57 : Nombre et espacement théorique dans la poutre étudiée

La méthode de Caquot donne, quant à elle, 29 cadres. Nous décidons pour nos calculs de considérer 28 cadres de HA6 dans notre poutre, soit une quantité d'acier de :

$$\begin{aligned} \text{Quantité aciers transversaux} &= \text{Nombre de cadres} \cdot \rho_{\text{acier}} \cdot 2 \cdot \pi \cdot r^2 \cdot (2 \cdot 0,05 \cdot h + (b - 2 \cdot (0,05 \cdot b + 2r))) \\ &= 28 \cdot 7800 \cdot 2 \cdot \pi \cdot (3 \cdot 10^{-3})^2 \cdot (2 \cdot 0,05 \cdot 50 \cdot 10^{-2} + (20 \cdot 10^{-2} - 2 \cdot (0,05 \cdot 20 \cdot 10^{-2} + 2 \cdot 3 \cdot 10^{-2}))) \\ &= 7,6 \text{ kg} \end{aligned}$$

Au final, la quantité d'acier totale pour notre poutre sera :

Quantité totale = aciers longitudinaux + aciers transversaux = $28,8+7 = 36,4$ kg

On considère que dans notre exemple 36,4 kg d'acier sont présents par poutre.

5.3.3.4 Réutilisation de la poutre

Pour chacune des 5 étapes mises en évidence dans la section 5.3.1, les différents flux de matières et d'énergie seront quantifiés ainsi que le module Ecoinvent correspondant.

La collecte

Dans notre étude de cas, chaque poutre permet de soutenir 2 m de plancher dont 2 bandes constituées de 90 cm situées de part et d'autre de la poutre. Il n'existe pas de méthodologie unique pour récupérer une poutre en béton armé : les moyens et l'énergie mis en œuvre seront variables selon la longueur de la poutre, la hauteur de l'étage à laquelle elle se trouve, la disposition des ferrillages ou l'expérience de l'entreprise de démolition réalisant l'opération... Un entretien avec Alexandre Doyère chef de l'entreprise Doyère Démolition ainsi qu'un mémoire technique de l'entreprise Avenir Déconstruction réalisé en vue de la déconstruction de poutres dans un bâtiment à Saint Denis nous ont conduit à proposer le protocole suivant :

- Démolition ou dépose du plancher : le plancher pourrait être découpé à la scie afin d'être proprement récupéré ou bien démolit à l'engin mécanique. Nous opterons pour la démolition la plus rapide, c'est-à-dire la démolition à la pelle ;
- Étalement de la poutre à l'aide d'éléments métalliques afin d'assurer la sécurité des employés ainsi que la stabilité de la structure ;
- La poutre est élinguée en vue d'être levée par une grue puis déposée jusqu'à son espace de stockage ;
- Les appuis de la poutre sont découpés à l'aide d'une scie hydraulique pour permettre le levage.

À noter qu'une alternative à l'étalement est l'utilisation en continu d'une grue afin de retenir la poutre sciée. Cependant, cette alternative ne sera pas considérée pour l'instant.

Une première quantification à faire se situe au niveau de la demande énergétique des engins de chantier :

- La pelle mécanique ;
- La grue mobile ;
- La scie hydraulique.

D'après M.Doyère, pour la pelle, la consommation en carburant peut varier de 20 à 500 L par jour selon le type de machines utilisées. Dans le chapitre 2, nous avons choisi de prendre en

compte une consommation de 30 L/h, ce qui correspond à une consommation journalière à plein régime de 240 L. Nous sommes donc dans l'ordre de grandeur donné par l'industriel, cette valeur de 30 L/h est donc conservée pour la démolition à la pelle mécanique. Une telle opération est estimée à 2 jours de 8 heures de travail par 3 ouvriers avec une méthode au marteau piqueur pour démolir le plancher. Nous émettons l'hypothèse que la collecte d'une seule poutre est réalisée en 1h par la pelle soit une consommation de 30 L de carburant modélisée par le module « *Diesel, burned in building machine/GLO* » décrit sur la figure 58 :

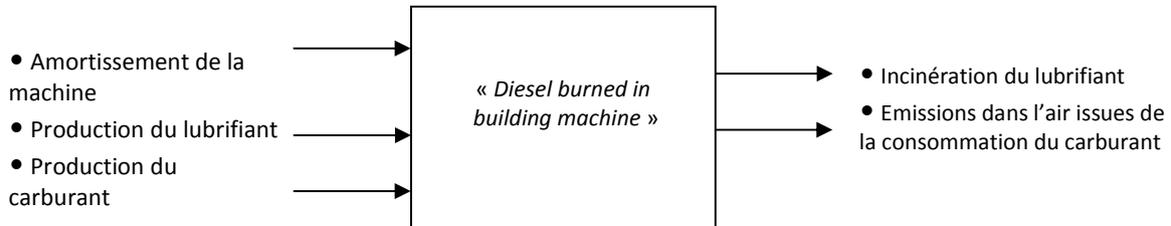


Figure 58 : Description du module Ecoinvent "*Diesel burned in building machine*"

Le module Ecoinvent correspondant est exprimé en MJ. Avec une masse volumique de 0,84 kg/L et un PCI de 43 MJ/kg, nous obtenons 1084 MJ.

La grue mobile, quant à elle, a une capacité maximale de 40 m, une charge maximale de 35 t et une puissance de 205 kW. La grue mobile demande une durée d'utilisation de 5 minutes pour chaque poutre, soit :

$$\text{quantité d'électricité grue} = \text{durée d'utilisation} * \text{puissance grue} = \frac{5}{60} * 1 * 205 = 17 \text{ kWh}$$

Le module d'Ecoinvent choisi est « *Electricity, medium voltage, at grid /FR* » décrit sur la figure 59 :

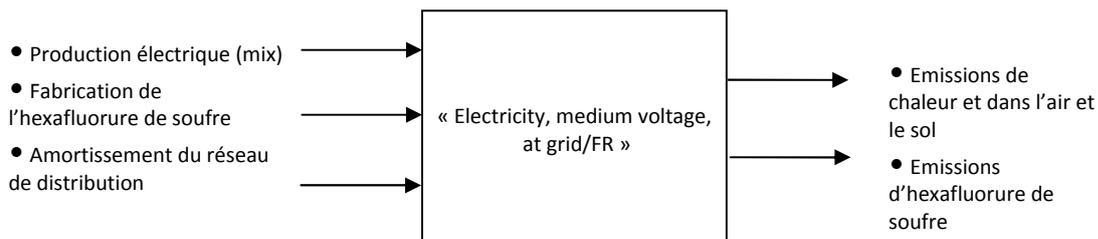


Figure 59 : Description du module Ecoinvent "*Electricity, medium voltage, at grid /FR* »

Enfin, la scie hydraulique fonctionne également à l'électricité avec une puissance de 9,6 kW et un rendement allant de 20 à 50 m linéaire par jour. Pour scier une poutre, il faut séparer le plancher de la poutre le long des flancs puis découper les 2 extrémités soit une longueur totale d'environ 12 m. Quel que soit le rendement considéré, la phase de sciage devrait être réalisé en une journée soit une durée de 8h. La quantité d'énergie nécessaire est donc de :

$$\begin{aligned} \text{Quantité d'électricité sciage} &= \text{temps d'utilisation} * \text{puissance scie} \\ &= 7 * 9,6 \\ &= 67,2 \text{ kWh} \end{aligned}$$

À noter que la production des étalements métalliques n'est pas intégrée dans l'étude ainsi que leur amortissement car leur temps d'utilisation est faible par rapport à leur durée de vie.

Le stockage

Une fois la poutre récupérée, elle est stockée de telle façon à garantir son intégrité structurelle. Dans le cas particulier des poutres précontraintes, il est important de placer les aciers de renforcement reprenant l'effort en traction vers le bas. Cette précaution n'induit dans cette étude aucun impact.

Dans l'optique d'une étude plus approfondie sur un réseau de la réutilisation, il serait pertinent de prendre en compte les impacts liés à la construction d'un espace de stockage dédié. Celui-ci serait amorti sur l'ensemble des matériaux récupérés tout au long de sa durée de vie à l'instar de l'amortissement d'une installation de stockage réparti sur la totalité des déchets stockés.

Le transport

L'espace de stockage est supposé être situé à 25 km du chantier de démolition. Ultérieurement, la poutre sera acheminée sur le lieu de sa réutilisation que l'on considère être situé à 25 km. Ces 25 km servent de référence et ne signifient pas que la poutre est réutilisée sur le même chantier où elle a été récupérée. Pour modéliser cette phase de transport, nous utilisons le module appelé « tkm » construit dans le chapitre 3 présenté sur la figure 60 :

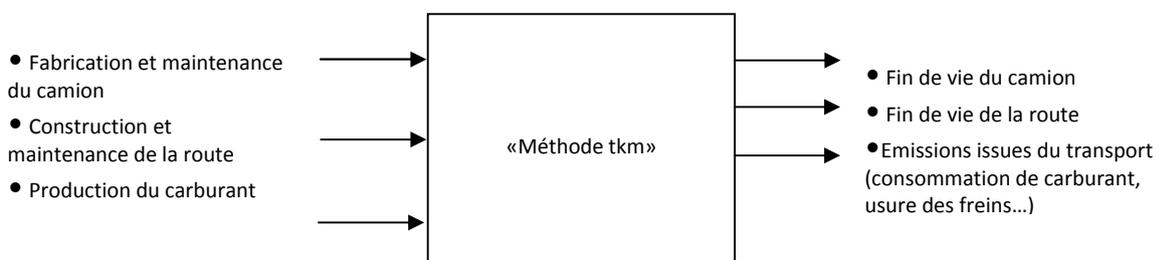


Figure 60: Description de la méthode « tkm »

Une poutre de 6 m de longueur, d'une hauteur de 50 cm et d'une largeur de 20 cm en béton armé pèse :

$$\begin{aligned} \text{Masse d'une poutre} &= b \cdot h \cdot L \cdot \rho_{\text{béton armé}} \\ &= 0,2 \cdot 0,5 \cdot 6 \cdot 2500 \\ &= 1500 \text{ kg} \end{aligned}$$

Chaque poutre pèse donc 1,5 t et parcourra une distance totale de 50 km soit un transport de 75 tkm.

Le reprocessing

Une fois acheminée sur le chantier de construction où elle sera réutilisée, la poutre doit subir une étape de reprocessing afin d'être mise en œuvre. On considère que le découpage à la scie a permis de conserver l'intégrité du béton et que le seul reprocessing nécessaire consiste à remettre des armatures d'aciers au niveau des extrémités de la poutre afin de permettre le scellement. Nous sommes conscients que le fait d'encaster la poutre diffère des calculs précédents où la poutre était posée sur deux appuis simples mais ce reprocessing plus complexe permet de se rapprocher de la réalité.

Celui-ci est de nature chimique puisqu'après avoir carotté un trou dans la poutre une résine chimique est ajoutée assurant la fixation de l'acier. La puissance d'une carotteuse varie entre 2 000 et 3 000 W, soit une valeur de 2 500 W en moyenne qui sera choisie ici. Pour percer les 8 trous nécessaires au scellement, une durée de 30 minutes est supposée (modélisée par «*Electricity, medium voltage, at grid /FR*»), soit une consommation électrique de :

$$\begin{aligned}\text{Consommation électrique} &= \text{durée d'utilisation} * \text{puissance} \\ &= \frac{30}{60} * 2,5 \\ &= 1,25 \text{ kWh}\end{aligned}$$

Pour décrire le scellement chimique et quantifier les flux liés à ce procédé, nous nous sommes basés sur 2 fiches techniques [Sika AnchorFix-3+, 2014 ; Fiche technique F 400]. Pour un diamètre de 14 mm, la longueur minimale d'implémentation des armatures est de 140 mm dans un trou de 18 mm de diamètre. La quantité de résine nécessaire avec ces caractéristiques de forage est de 17 mL d'une résine époxy. La résine d'une masse volumique de 1 200 kg/m³ est introduite dans 8 trous répartis sur les 2 côtés de la poutre :

$$\text{Quantité de résine} = 8 * \text{quantité de résine} * \rho_{\text{résine époxy}} = 8 * 17 \cdot 10^{-6} * 1200 = 0,16 \text{ kg}$$

Le scellement chimique d'armatures HA aux extrémités de la poutre demande 0,16 kg de résine et est modélisé par le module « *Epoxy resin, liquid, at plant* » présenté sur la figure 61 :

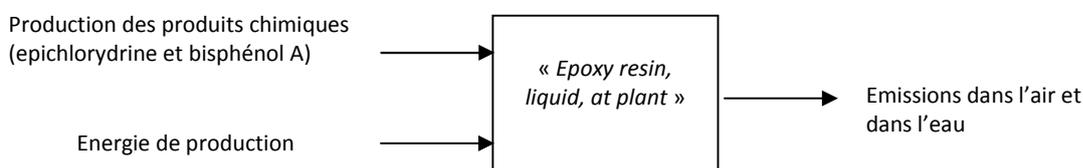


Figure 61 : Description du module Ecoinvent « *Epoxy resin, liquid, at plant* »

Nous posons l'hypothèse que la longueur des armatures de diamètre 14 mm à ancrer sont de 30 cm sur les 8 ancrages que comportent une poutre, soit :

$$\text{Quantité d'acier} = \rho_{\text{acier}} * (8 * \pi * r^2 * \text{Longueur armature}) = 7800 * (8 * \pi * (7 \cdot 10^{-3})^2 * 30 \cdot 10^{-2}) = 2,88 \text{ kg}$$

Une quantité supplémentaire d'armature de 2,88 kg est nécessaire. Les armatures sont fabriquées en acier recyclé d'où l'utilisation du module « *Steel, electric an-and-low alloyed, at plant* ».

À noter que les impacts liés au reprocessing effectué sur la poutre pour mettre en place le plancher n'est pas attribué à la poutre mais au plancher.

Les impacts des flux des 4 étapes présentées ci-dessus permettent d'estimer les impacts de la réutilisation d'une seule poutre. Le paragraphe suivant se concentre sur les impacts évités.

Les impacts évités

Pour estimer les bénéfices possibles de chacune des solutions, nous avons choisi de prendre en compte les impacts évités. Dans le cadre de la réutilisation, nous allons donc calculer la quantité de matériau neuf qu'il ne sera pas nécessaire de produire dû à la réutilisation de poutres. Il est difficile d'estimer simplement l'état d'usure des poutres à la fin de leur vie. Pour garantir la sécurité des habitants du futur bâtiment reconstruit, nous allons prendre une marge de sécurité. Celle-ci sera exprimée par un espacement plus petit entre diverses poutres de réutilisation tandis que les poutres neuves seront plus espacées, la connaissance de leurs propriétés mécaniques étant plus aisée.

De plus, nous posons l'hypothèse que la poutre de réutilisation aura la même durée de vie et la même maintenance que la poutre neuve.

Chaque poutre neuve permet d'économiser de l'acier et du béton. Chaque poutre neuve non produite permet d'économiser de l'acier électrique modélisé par le module suivant présenté sur la figure 62 :

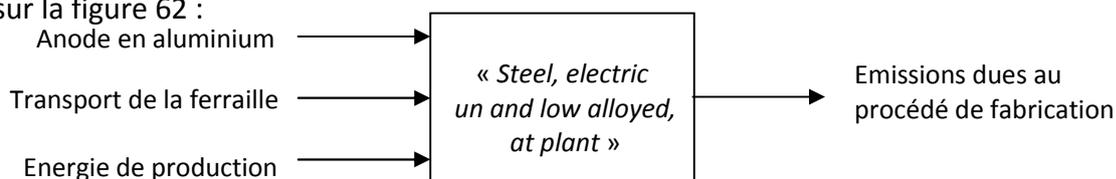


Figure 62 : Description du module Ecoinvent « *Steel, electric un and low alloyed, at plant* »

La quantité d'acier économisée dépendra du nombre de poutres neuves qu'il n'aura pas été nécessaire de produire. Ainsi, pour chaque poutre neuve, une quantité de 36,4 kg d'acier sera préservée.

Une estimation de la quantité de béton économisé est également nécessaire. Pour une poutre de dimension 20*40 cm et de longueur 6 m, nous obtenons :

Béton évité = $b \cdot h \cdot L = 0,2 \cdot 0,5 \cdot 6 = 0,6 \text{ m}^3$ de béton qui sera comptabilisé dans les impacts évités modélisé par le module « *Concrete, normal at plant* » décrit sur la figure 63 :

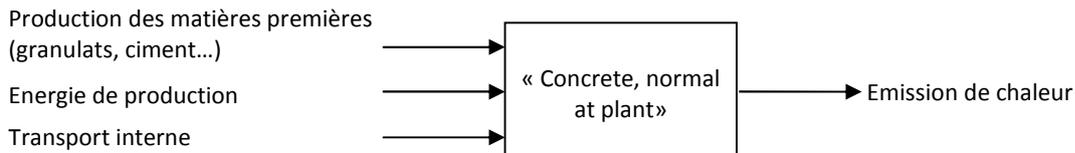


Figure 63 : Description du module Ecoinvent « *Concrete, normal at plant* »

L'ensemble des modules utilisés pour la réutilisation de la poutre ainsi que leur quantité associée sont fournis dans le tableau récapitulatif suivant :

Étape	Procédé Ecoinvent	Quantité
Démolition du plancher	« <i>Diesel, burned in building machine</i> »	1084 MJ
Levage	« <i>Electricity, medium voltage, at grid /FR</i> »	17 kWh
Sciage	« <i>Electricity, medium voltage, at grid /FR</i> »	67,2 kWh
Transport	« <i>Méthode « tkm »</i> »	75 tkm
Reprocessing (scellement)	« <i>Electricity, medium voltage, at grid /FR</i> »	1,25 kWh
	« <i>Epoxy resin, liquid, at plant</i> »	0,16 kg
	« <i>Steel, electric un and low alloyed, at plant/RER</i> »	2,88 kg
Impacts évités (acier)	« <i>Steel, electric un and low alloyed, at plant/RER</i> »	36,4 kg (par poutre neuve)
Impacts évités béton	« <i>Concrete, normal, at plant</i> »	0,6 m ³ (par poutre neuve)

5.3.3.5 Recyclage de la poutre

Le recyclage d'une poutre en béton armé consiste à séparer les 2 composants principaux à l'aide d'un concasseur associé à un over band permettant de récupérer les armatures. L'acier est donc séparé puis envoyé dans une aciérie électrique en vue d'être recyclé tandis que le béton concassé est ainsi transformé en granulats utilisés dans les techniques de construction routière.

La collecte

Contrairement au scénario précédent, il n'est pas nécessaire de prendre des précautions pour préserver la poutre. La démolition à la pelle mécanique peut donc être effectuée plus rapidement. Toutefois, nous considérons la même quantité de diesel pour effectuer ce travail.

Le stockage

Aucun impact lié au stockage n'est considéré car dans le cas du recyclage, la matière n'a pas besoin de préserver sa forme ou ses propriétés mécaniques et esthétiques. On pourrait dans un scénario plus poussée, considérer les impacts liés à la construction d'un espace de stockage.

Le transport

Ce concassage permet d'obtenir 1,5 t de granulats recyclés ainsi que 36,4 kg d'acier recyclé qui vont respectivement parcourir une distance de 30 et 50 km, soit un total de 47 tkm. 30 km est une distance hypothétique estimant les trajets chantier de démolition – stockage et stockage – chantier routier tandis que 50 km représente la distance entre la ville de Paris et Porcheville où se situe une aciérie électrique. Dans ce scénario, nous reprenons le module « Méthode « tkm » ».

Le reprocessing

Une fois récupérée, la poutre est placée dans un concasseur afin de séparer dans un premier temps l'acier du béton puis de transformer ce dernier en granulats. M.Doyère nous a précisé qu'un concasseur consommait environ 300 L de carburant pour 1 000 tonnes de matière traitée. Chaque poutre a une masse de 1,5 t, l'énergie nécessaire pour concasser une poutre est égale à :

$$\text{Energie de concassage} = \frac{300 * 1,5}{1000} = 0,45 \text{ L}$$

Cette énergie de concassage est convertie en MJ à l'aide du PCI du diesel de 43 MJ/kg et d'une masse volumique de 0,84 kg/L, soit 16,3 MJ.

Ici, l'étape de reprocessing englobe également le procédé de recyclage, c'est-à-dire à la production d'acier recyclé dont les impacts sont donnés par le module « *Steel, electric, un-and-low alloyed/RER* ». Ce module prend en compte les impacts liés à la collecte de la ferraille qui ont déjà été comptabilisés au moment de la déconstruction. Afin d'éviter un double comptage, nous considérons que le flux « *iron scrap, at plant* » est nul.

Les impacts évités

Cette quantité d'acier recyclé produite à partir de la ferraille récupérée sur la poutre dépendra du rendement de cette opération de recyclage. D'après le module Ecoinvent « *Steel, electric, un-and-low alloyed/RER* », la production d'un kg d'acier recyclé demandera 1,105 kg de ferraille. Ainsi, dans notre cas, les 36,4 kg de ferraille permettront d'obtenir 32,9 kg d'acier recyclé.

La question est maintenant de savoir quelle est la nature de l'acier dont la production est évitée : est-ce de l'acier primaire ou de l'acier recyclé ? Plusieurs points de vue peuvent

s'affronter. On peut ainsi estimer que la production d'acier recyclé permet d'éviter de l'acier vierge, c'est-à-dire de haut fourneau.

On pourrait également prendre en compte l'état du marché de l'acier dans une approche plus conséquente. Si le marché de l'acier est en pleine expansion et que les aciéries électriques travaillent à plein régime : cette demande supplémentaire ne pourra être fournie que par l'extraction de plus de minerais et la production d'acier primaire. On peut également faire l'hypothèse que le marché est en déclin. Dans ce cas, ce besoin supplémentaire en matériau pourra être comblé par la production d'acier recyclé avec de la ferraille en stock par exemple.

Nous décidons de nous placer dans un cas intermédiaire 50/50 où les 32,9 kg d'acier recyclé produits après le recyclage permettent de préserver 16,45 kg d'acier primaire et 16,45 kg d'acier recyclé.

Cette quantité permet de préserver l'équivalent en matière vierge dont les impacts sont donnés par le module « *Steel, converter, unalloyed, at plant/RER* ».

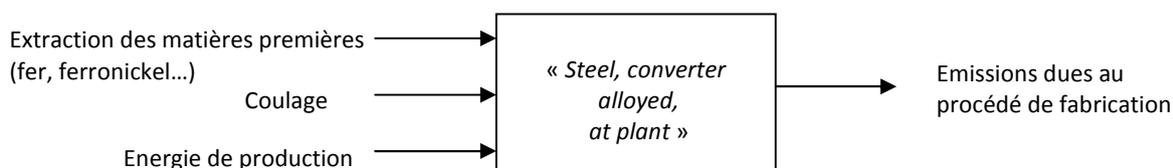


Figure 64 : Description du module Ecoinvent « *Steel, converter alloyed, at plant* »

Le co-produit du concassage est le granulats recyclés qui remplacera du granulats naturels dans les techniques routières. En première approximation, nous considérons qu'un kg de granulats recyclés remplace un kg de granulats naturels. Pour estimer la quantité de granulats produits nous considérons la quantité de béton de la poutre, soit environ 0,6 m³.

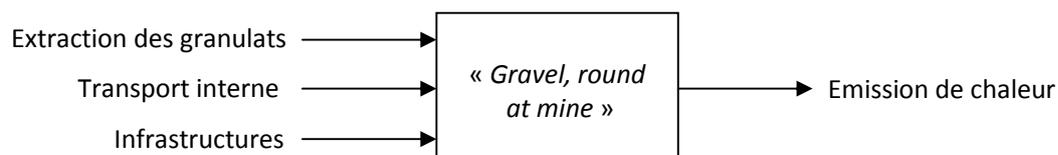


Figure 65 : Description du module Ecoinvent « *Gravel, round at mine* »

Avec une masse volumique de 2300 kg/m³, on obtient une valeur finale de 1 380 kg de granulats naturels qui n'ont pas été produits.

L'ensemble des modules utilisés pour le recyclage de la poutre ainsi que leur quantité associée sont fournis dans le tableau récapitulatif suivant :

Tableau 58 : Modules Ecoinvent et leur quantité associée dans le cas du recyclage d'une poutre		
Étape	Procédé Ecoinvent	Quantité
Démolition	« Diesel, burned in building machine/GLO »	1084 MJ
Concassage	« Diesel burned in building machine/RER »	16,3 MJ
Transport	« Méthode « tkm » »	47 tkm
Recyclage	« Steel, electric, un-and-low alloyed, at plant /RER» (modifié)	36,4 kg
Impacts évités	« Steel, converter, unalloyed, at plant/RER»	16,45 kg
	« Steel, electric, un and low alloyed, at plant»	16,45 kg
	«Gravel, round at mine»	1380 kg

5.3.3.6 Mise en décharge

L'enfouissement en installation de stockage est le pire scénario possible dans le sens où des ressources sont gâchées en étant enterrées et perdent donc leur potentiel de ressources. Deux cas possibles sont potentiellement à distinguer : dans un premier scénario, l'ensemble des éléments sont mis en décharge tandis que dans le deuxième cas, la poutre est concassée, le béton est envoyé dans une ISDI et l'acier dans une usine de recyclage. Les poutres en béton armé sont constituées d'une quantité importante de ferraille. Cette valeur marchande de l'acier rend le deuxième scénario plus réaliste : nous nous intéresserons uniquement à celui-ci.

La collecte

Que ce soit pour le recyclage ou la mise en décharge, la méthodologie de démolition sera identique : une quantité de carburant similaire sera donc considérée dans ces deux cas.

Le stockage

Dans le cas d'un enfouissement en installations de stockage, aucun stockage temporaire n'est considéré, seul le stockage définitif est pris en compte, modélisé par le module « ISDI » créé au chapitre précédent rappelé sur la figure 66 :

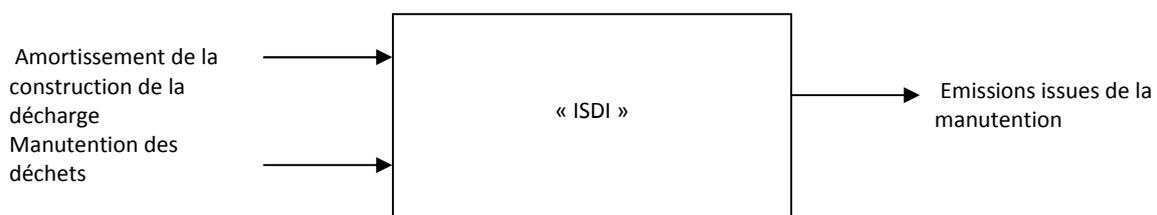


Figure 66 : Description du module Ecoinvent "Disposal concrete, 5% water, to inert material landfill"

Le transport

Pour le transport, nous conservons la distance de 50 km correspondant à l'usine de Porcheville. Les granulats, quant à eux, sont amenés dans une ISDI. En moyenne, les décharges de déchets inertes se situent à 15 km [ADEME, 2003]. Ces deux flux présentent donc une valeur totale de 24 tkm en termes de transport modélisés par le module « Méthode « tkm » ».

Le reprocessing

Les déchets inertes sont concassés comme dans le scénario précédent avant d'être envoyés en décharge. Quant à la ferraille, elle part au recyclage dont les impacts sont comptabilisés par le module « *Steel, electric, un and low alloyed, at plant* » modifié comme pour le scénario de recyclage.

Les impacts évités

À l'instar du scénario de recyclage, l'acier recyclé permet de préserver 16,45 kg d'acier primaire et 16,45 kg d'acier recyclé.

L'ensemble des modules utilisés pour le recyclage de la poutre ainsi que leur quantité associée sont fournis dans le tableau récapitulatif suivant :

Étape	Process Ecoinvent	Quantité
Démolition	« <i>Diesel, burned in building machine/GLO</i> »	1084 MJ
Concassage	« <i>Diesel at regional storage/RER</i> »	16,3 MJ
Reprocessing	« <i>Steel, electric un and low alloyed, at plant</i> » (modifié)	36,4 kg
Transport	« <i>Méthode « tkm »</i> »	21 tkm
Impacts évités (acier)	« <i>Steel, converter, unalloyed, at plant/RER</i> »	16,45 kg
	« <i>Steel, electric un and low alloyed, at plant</i> »	16,45 kg
Mise en décharge	ISDI	1,5 t

5.3.4 Comparaison des 3 scénarios

Afin de comparer nos différents scénarios, nous décidons de nous baser sur la gestion de 10 poutres. Nous rappelons que les poutres de récupération vont remplacer des poutres neuves mais que pour garantir la solidité de l'ouvrage un espacement plus faible est envisagé. Dans un premier scénario de référence, nous allons considérer que nos 10 poutres

de récupération vont pouvoir substituer 7 poutres neuves. Pour cela nous reprenons les valeurs des flux présentés dans les tableaux 57, 58 et 59 en les multipliant par 10. La seule subtilité se trouve au niveau de la quantification des impacts évités dans le scénario de réutilisation : il faut multiplier les quantités d'acier et de béton évités par le nombre de poutres neuves, soit 7.

Les résultats de ce premier scénario sont montrés sur la figure 67 :

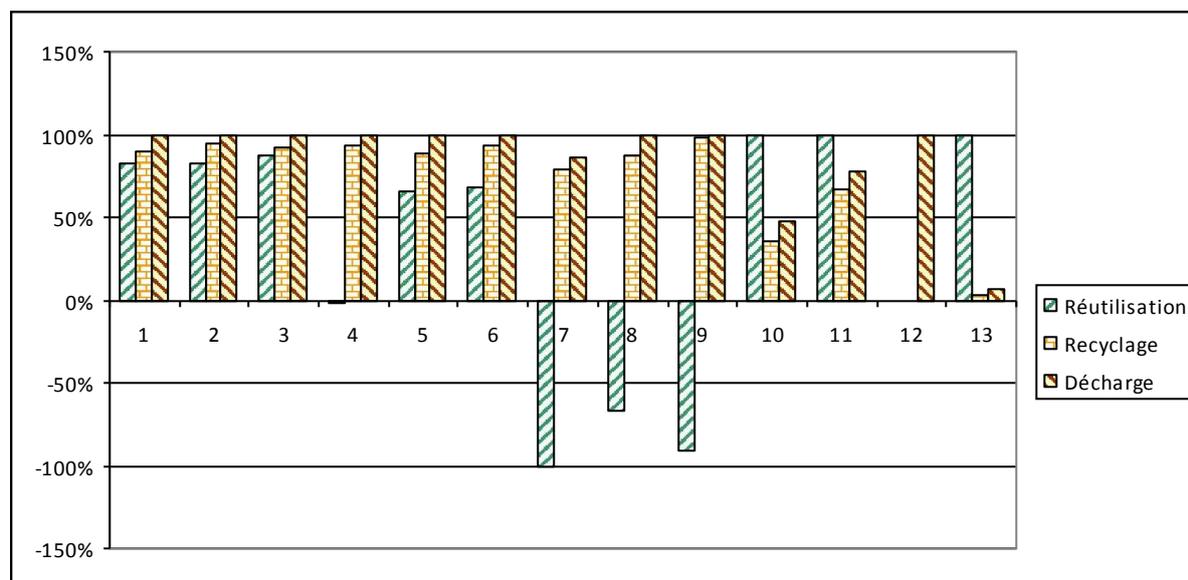


Figure 67 : Comparaison de la gestion de 10 poutres (pour 7 poutres neuves remplacées) Avec 1 : déplétion des ressources ; 2 : acidification ; 3 : eutrophisation ; 4 : réchauffement climatique ; 5 : destruction de la couche d’ozone stratosphérique ; 6 : toxicité humaine ; 7 : ecotoxicité aquatique ; 8 : ecotoxicité marine ; 9 : ecotoxicité terrestre ; 10 : oxydation photochimique ; 11 : énergie renouvelable et non renouvelable ; 12 : déchets en vrac ; 13 : déchets radioactifs.

Globalement, les scénarios de décharge et de recyclage présentent les impacts les plus importants. En effet, ces deux scénarios sont assez similaires en termes de données d’entrée. Nous avons considéré des phases de collecte et de reprocessing identiques. La différence s’explique par le fait que la valorisation en sous couche routière permet d’augmenter les bénéfices du recyclage par rapport à l’enfouissement de ces déchets inertes en installations de stockage. De plus, le scénario de décharge induirait une production supplémentaire de granulats.

Dans le cas de la réutilisation de la poutre, les impacts sont les plus importants sur 3 indicateurs : « Oxydation photochimique », « Énergie primaire totale » et « Déchets radioactifs » qui sont sensibles à l’énergie utilisée lors de la phase de collecte. L’énergie à fournir pour démolir la poutre ainsi que l’énergie nécessaire à recycler l’acier ne sont pas compensées par les impacts évités par la non production d’acier. Dans le cas de la réutilisation, le ratio énergie de récupération / énergie de reprocessing est plus intéressant et permet de limiter les impacts de cette solution. D’autant plus que cette alternative permet de limiter le besoin en acier mais également celui en béton dont la production est fortement énergivore.

Cette première étude montre que la réutilisation est une alternative non pas à mettre en place dans l'immédiat mais qui mérite d'être étudiée de manière plus approfondie.

Dans un deuxième temps, nous allons réaliser une étude de sensibilité sur le nombre de poutres neuves que l'on va pouvoir substituer. Nous allons comparer nos scénarios de recyclage et de décharge avec un scénario pessimiste où seulement 4 poutres neuves seraient économisées. Les résultats sont montrés sur la figure 68.

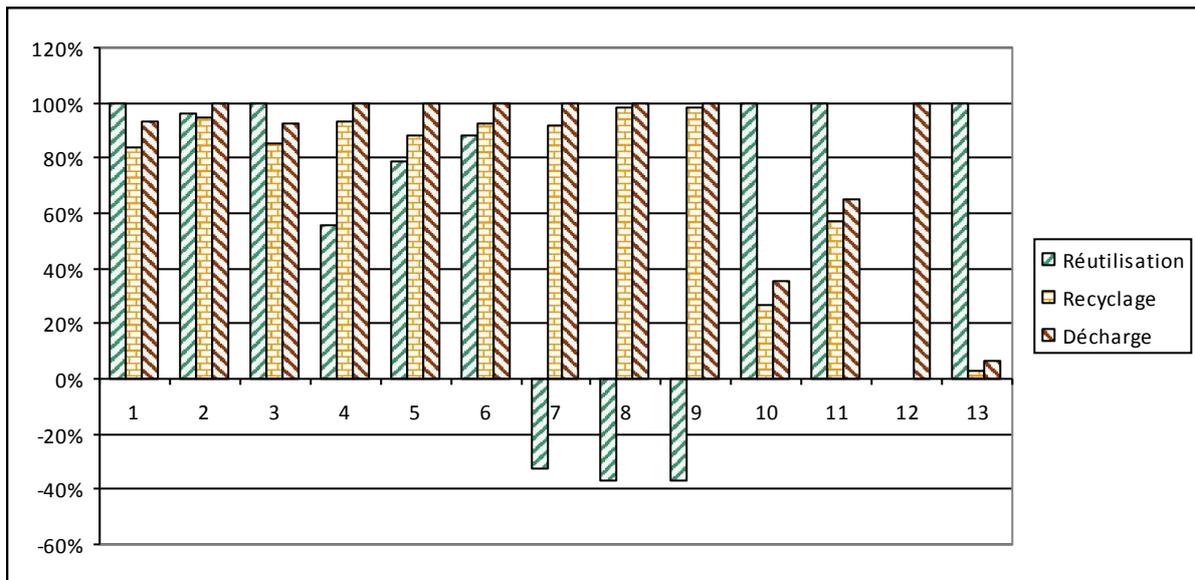


Figure 68 : Comparaison des 3 scénarios (pour 4 poutres neuves remplacées)

Avec 1 : déplétion des ressources ; 2 : acidification ; 3 : eutrophisation ; 4 : réchauffement climatique ; 5 : destruction de la couche d'ozone stratosphérique ; 6 : toxicité humaine ; 7 : ecotoxicité aquatique ; 8 : ecotoxicité marine ; 9 : ecotoxicité terrestre ; 10 : oxydation photochimique ; 11 : énergie renouvelable et non renouvelable ; 12 : déchets en vrac ; 13 : déchets radioactifs.

Logiquement, les résultats sont plus contrastés lorsque les impacts évités par le scénario de réutilisation diminuent. L'énergie mise en jeu pour récupérer les 10 poutres est trop importante pour un gain plus faible. Néanmoins, sur certains indicateurs la solution de la réutilisation est plus avantageuse, notamment au niveau des indicateurs d'écotoxicité où le processus de recyclage a une forte contribution. Favoriser l'une ou l'autre de ses solutions dépendra donc des impacts que l'on veut minimiser en priorité. Ainsi, nous avons regardé pour chaque indicateur, le nombre de poutres neuves pour lequel le scénario de réutilisation était favorable, comme montré dans le tableau 60 :

Tableau 60 : Rentabilité environnementale de la réutilisation	
Indicateurs	Nombre de poutres
Déplétion des ressources	7
Acidification	5
Eutrophisation	7
Réchauffement climatique	3
Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	2
Toxicité humaine	4
Ecotoxicité aquatique	1
Ecotoxicité marine	2
Ecotoxicité terrestre	1
Oxydation photochimique	Plus de 10
Énergie primaire totale	Plus de 10
Déchets en vrac	2
Déchets radioactifs	Plus de 10

Le remplacement de poutres neuves par des poutres de récupération moins espacées est, dans notre exemple, une solution environnementale pertinente. En effet, pour la plupart des indicateurs, il faut un maximum de 7 poutres pour tirer des bénéfices de l'opération. Cependant, sur les indicateurs « Oxydation photochimique », « Énergie primaire totale » et « Déchets radioactifs », il faudrait que les 10 poutres de réutilisation remplacent plus de 10 poutres neuves, ce qui est impossible. Cette étude pose la réflexion de la quantité d'énergie que l'on est prêt à mettre pour réduire l'extraction et le transport des matériaux.

Conclusion

La réutilisation et le réemploi des matériaux de construction ont été des pratiques courantes pendant de nombreux siècles. Cependant, durant les dernières décennies, la mise à disposition d'un catalogue impressionnant de matériaux et le sentiment d'avoir des ressources illimitées ont fait oublier ces pratiques. Aujourd'hui, elles reviennent au goût du jour par l'intermédiaire de démarches expérimentales menées notamment par des cabinets d'architectures. Les freins au développement de ces pratiques ont été évoqués dans ce chapitre parmi lesquels le manque d'évaluations environnementales évaluant les bénéfices possibles de la réutilisation.

Dans cette optique, une étude prospective consistant en une ACV de la gestion d'une poutre en béton armé a été effectuée. Elle a eu pour objet de comparer 3 scénarios possibles : une réutilisation, un recyclage et une mise en décharge. Cette comparaison a d'abord été réalisée dans le cas où 10 poutres issues de la récupération permettraient de remplacer 7 poutres neuves. Les modélisations ont montré que le scénario de réutilisation était pour de nombreux indicateurs la solution la plus pertinente. Une étude sur la viabilité environnementale selon le nombre de poutres neuves évitées a permis de montrer que cette pertinence se justifiait dès le remplacement de 2 ou 3 poutres neuves pour certains indicateurs.

Toutefois, nous sommes conscients que les résultats présentés ici n'ont pas un caractère de vérité absolue concernant la pertinence de la réutilisation d'éléments structurels en béton armé. En effet, de nombreuses hypothèses ont été posées : sur les consommations d'engin ou la nature des matériaux évités par exemple. Il s'agissait avant tout de poser les premières pierres d'une étude future plus approfondie et d'obtenir ici des ordres de grandeurs quant à la viabilité environnementale de la réutilisation. De plus, il faudrait vérifier la qualité des données utilisées dans cette étude et à l'instar des chapitres 3 et 4, réaliser un potentiel travail d'adaptation des données.

Les possibilités de réutilisation doivent être certes envisagées mais il s'agit également de garantir leur pertinence. Dans notre exemple, nous avons envisagé le fait que la poutre de réutilisation aurait la même durée de vie et nécessiterait la même maintenance que son équivalent neuf. Des études ACV devraient être menées sur d'autres éléments afin d'éviter un transfert de pollution. Dans l'exemple d'une fenêtre de récupération, il faudrait s'assurer que les bénéfices potentiels de sa récupération n'occulent pas l'énergie supplémentaire à produire pour compenser les pertes thermiques de l'élément.

Cette étude théorique sur la réutilisation devrait faire partie d'une réflexion plus globale sur la gestion des bâtiments tout au long de leur cycle de vie dans une optique d'écoconception. Pour limiter les impacts du secteur du bâtiment notamment sur les ressources, il semble nécessaire de mieux penser les édifices de demain afin de permettre de récupérer plus facilement les différents composants. Cela donnerait la possibilité d'optimiser les usages des différents matériaux pour les employer au maximum de leur capacité tout au long de leurs différents cycles de vie.

Conclusion générale

La fin de vie est un élément clé du cycle de vie d'un bâtiment d'un point de vue environnemental. Certes, dans le cycle de vie des bâtiments dits « conventionnels » (opposés aux bâtiments basse consommation), la contribution relative la plus importante est imputée à hauteur de 80 % à la vie en œuvre tandis que la contribution de la fin de vie est de l'ordre du pourcent. Cependant, elle joue un rôle majeur dans la gestion des déchets et la préservation des ressources qui explique le focus réalisé sur cette étape tout au long de cette thèse. Le travail mené ici a permis de mettre en relief plusieurs pistes d'amélioration, que ce soit d'un point de vue des pratiques ou d'un point de vue méthodologique.

D'un point de vue pratique, les recherches menées pendant cette thèse ont montré une évolution des pratiques de démolition dont l'application a une incidence directe sur la quantité et la qualité des matériaux récupérés. L'idée reçue selon laquelle les démolitions sont réalisées à l'aide d'une énorme boule en acier détruisant sans différenciation tous les constituants d'un édifice correspond à une image du passé. Aujourd'hui, les incitations environnementales mais surtout économiques ont poussé les entreprises à effectuer une transition vers une démolition dite sélective. Dans ce cas, les différents constituants sont séparés afin de permettre une meilleure valorisation et diminuer le coût de leur gestion. L'ACV menée dans le chapitre 2 a montré qu'une démolition sélective présentait moins d'impacts environnementaux qu'une démolition traditionnelle. Cette étude nous a également conduits à nous intéresser de plus près à la modélisation dans Ecoinvent de deux phases importantes d'une démolition : le transport des déchets et la mise en décharge.

En effet, il est important de souligner le besoin d'adapter les données ACV utilisées dans les études afin de les rendre plus robustes. Ecoinvent semble aujourd'hui la base de données la plus complète, ce qui justifie son utilisation. Néanmoins, les données proposées sont quelquefois trop globales et les flux trop agrégés pour permettre une compréhension simple du module utilisé. Un travail identique a donc été réalisé sur les modules de transport par camion et de décharge afin de comprendre comment les modules Ecoinvent étaient construits afin de les adapter, si besoin, à notre cas spécifique.

Le chapitre 3 est constitué d'une analyse approfondie de la modélisation du transport par camion dans Ecoinvent. Celle-ci a mis en exergue le fait que les retours à vide des camions ne sont pas précisément comptabilisés et que la méthode traditionnelle de modélisation du transport surestime les distances. Or, dans le cas des chantiers de démolition, il est fréquent que l'évacuation des déchets soit effectuée par des rotations : les camions partent pleins et reviennent vides pour un nouveau chargement. Il est donc important de prendre en compte les distances réelles effectuées ainsi que le taux de charge. Pour pallier ce manque, deux méthodes alternatives ont été proposées. Ces deux modèles pourraient être améliorés : la valeur de la consommation pourrait être affinée ainsi que la valeur des différentes émissions dans l'air où la prise en compte de l'endommagement structurel du réseau routier. Il serait donc intéressant de se tourner vers d'autres bases de données spécialisées dans le transport afin de regarder s'il serait possible de les intégrer aux flux Ecoinvent.

L'une des filières possibles pour la gestion des déchets de chantier est l'enfouissement en installations de stockage que l'on a rencontré dans nos deux scénarios de démolition. Le

chapitre 4 s'est donc intéressé à la modélisation de la mise en décharge dans Ecoinvent qui repose sur le cas suisse. Là encore, le modèle a été décortiqué afin de permettre une meilleure compréhension de ces modules. La principale adaptation permettant de se rapprocher du cas français se situe au niveau de la construction des infrastructures. Cette différence dans les infrastructures nous amène à deux observations. La première rejoint l'idée présentée dans le chapitre précédent selon laquelle une adaptation des modules initiaux peut être nécessaire dans une étude spécifique pour augmenter sa pertinence. La deuxième concerne l'évolution technologique au fil des années dans les conceptions ou les matériaux utilisés, que ce soit pour les décharges mais également pour d'autres produits ou constructions. En effet, la construction des décharges françaises semble différente de celle des décharges suisses mais il est également probable que la conception des installations de stockage ait changé en 30 ans en Suisse. La pertinence d'une étude va reposer sur l'adaptation de données mais également sur une mise à jour régulière de celles-ci pour intégrer les inévitables évolutions technologiques des systèmes.

Le dernier chapitre s'est penché sur la possibilité de réutiliser des éléments de construction. Différentes pistes de recherches doivent être menées de concert afin de répondre aux besoins futurs en termes de ressources. La première est l'écoconception des bâtiments nouvellement construits en vue d'une gestion plus aisée tout au long de leur cycle de vie : des bâtiments modulables permettant des usages différents ou des bâtiments conçus pour être facilement désassemblables en fin de vie en vue de réutiliser ou recycler aisément les différents composants les constituant. Ces innovations ont déjà été pensées mais un nombre marginal d'édifices sont ainsi construits. Le deuxième axe de recherche, dans lequel ce travail se situe, est la réutilisation d'éléments qui n'ont pas été pensés pour être déconstruits. La viabilité environnementale n'a certes pas été établie de manière définitive mais une première étude portant sur le cas d'une poutre en béton armé a montré que la réutilisation peut concurrencer une filière comme le recyclage en termes d'impacts. Dans un premier temps, les hypothèses retenues devraient être affinées et couplées à des analyses de sensibilité puis étendues à d'autres éléments structurels ou non. Enfin, l'étape suivante consisterait à passer à un cas pratique de réutilisation pour en démontrer la faisabilité réelle et mettre en lumière les difficultés à surmonter.

Références

[Adalberth, 2001] Adalberth K., Almgren A., Holleris Petersen E. Life Cycle Assessment of four Multi-Family Buildings. International Journal of Low Energy and Sustainable Buildings.

[Addis, 2006] Addis B. Building with reclaimed components and materials: a design handbook for reuse and recycling. Editions Earthscan.

[ADEME, 2003]. Déconstruire les bâtiments : Un nouveau métier au service du développement durable, 164p accompagnées des fiches détaillées de 10 études de cas.

[ADEME, 2006] Les déchets en chiffres. Disponible sur http://www.objectif-zero-dechet.org/IMG/pdf/chiffres_ADEME1.pdf

[ADEME, 2011] Les cahiers techniques n°2 : Le Résidentiel Tertiaire. Juin 2011.

[ADEME, 2012] Chiffres-clés sur les déchets. Edition 2012.

[ADEME, 2012]. Étude sur le prix d'élimination des déchets inertes du BTP. Réalisée pour le compte de l'ADEME par PÖYRY SAS.

[ADEME, 2014] Chiffres- clés. Edition 2014.

[ADEME, 2014]. Émissions de particules et de NOx par les véhicules routiers. Les avis de l'ADEME, juin 2014.

[AFNOR, 2006] (Agence Française de NORmalisation). Fascicule Documentaire P01 015 : Qualité environnementale des produits de construction - Fascicule de données énergie et transport.

[AFNOR, 2014] (Agence Française de NORmalisation). Norme Française EN 15 804 + A1 : Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Déclarations environnementales sur les produits - Règles régissant les catégories de produits de construction.

[Arena, 2003] Arena A.P., De Rosa C. Life cycle assessment of energy and environmental implications of the implementation of conservation technologies in school buildings in Mendoza—Argentina. Building and environment 38 pp359-368.

Arrêté du 12 décembre 2014 (1) relatif aux prescriptions générales applicables aux installations du régime de l'enregistrement relevant de la rubrique n° 2760 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement.

Arrêté du 12 décembre 2014 (2) relatif aux conditions d'admission des déchets inertes dans les installations relevant des rubriques 2515, 2516, 2517 et dans les installations de stockage de déchets inertes relevant de la rubrique 2760 de la nomenclature des installations classées.

Arrêté du 19 janvier 2006 modifiant l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés.

Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux.

[ASURET, 2010] Buclet N., De Cazenove A., Jayr E., Michel P., Renault V., Rouvreau L., Vaxelaire S., Vedrine H., Vernus E., Villeneuve J. Revue de l'existant (tâche 1). Rapport final.

[Bare, 2011] Bare J.C. TRACI 2.0: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts 2.0. Clean technologies and environmental policy 13 687-696.

[Bellastock, 2014] Compte rendu REPAR (Réemploi comme passerelle entre architecture et industrie).

[Bio Intelligence Service, 2014]. Fiche de Déclaration Environnementale et Sanitaire (FDES) d'une chaussée en enrobés bitumineux à chaud.

[Blengini, 2006] Blengini, G.A. Life cycle assessment tools for sustainable development : case studies for the mining and construction industries in Italy and Portugal. Doctoral thesis in mining engineering, Instituto Superior Técnico, Technical University of Lisbon, Portugal.

[Blengini, 2009] Blengini G.A. Life cycle of buildings, demolition and recycling potential : a case study in Turin, Italy. Building Environment 44, pp 319-330.

[Blengini, 2010] Blengini G.A., Di Carlo T. The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings. Energy and buildings 42, pp 869-880.

[BRGM, 2010]. Caractérisation du gisement des déchets de chantier du BTP à l'échelle du territoire français. Rapport final.

[Bullard III, 1975] Bullard III C.W, Herendeen R.A. The energy cost of goods and services. Energy and Policy 4 pp 268-278.

[Camatini, 2001] Camatini M., Crosta G.F., Dolukhanyan T., Sung C., Giuliani G., Corbetta G.M., Cencetti S., Regazzoni C. Microcharacterization and identification of tire debris in heterogeneous laboratory and environmental specimens. Materials Characterisation, 46(4), pp. 271-283.

[CFG, 2011] (Comité Français des Géosynthétiques). Recommandations pour l'utilisation des géosynthétiques bentonitiques en installations de stockage de déchets.

[Chini, 2003] Chini A.R., Bruening S.F. Deconstruction and material reuse in the United States.

[Choppin, 2014] Choppin J., Delon N. Matière grise. Editions du Pavillon de l'Arsenal.

[CIB, 2005]. Deconstruction and Materials Reuse – an International Review, Publication 300.

[CIEFFUL, 2013]. Guide pratique pour le réemploi et la réutilisation des matériaux de construction.

[Citherlet, 2007] Citherlet S., Defaux T. Energy and environmental comparison of three variants of a family house during its whole life span

[Code de l'environnement, 2003]. Article L 541-1.

[Code de l'Environnement, 2010]. Article L 541-1-1.

[Code de l'Environnement, 2011]. Article R541-8.

[Code de la construction et de l'habitation, 2014]. Section 10 : déchets issus de la démolition de catégories de bâtiments. Articles de R 111-43 à R 111-49.

[Coelho, 2012] Coelho A., De Brito J. Influence of construction and demolition waste management on the environmental impact of buildings. Waste Management (32) pp 532-541.

[Crowther, 2000] Crowther P. Developing Guidelines for Designing for Deconstruction. Deconstruction closing the loop reference, BRE May 2000.

[Décret n°2011-610, 2011] relatif au diagnostic portant sur la gestion des déchets issus de la démolition de catégories de bâtiments.

[Décret n°2014-1501, 2014] modifiant la nomenclature des installations classées.

[DGITM, 2011] (Direction Générale des Infrastructures, des Transports et de la Mer). Des véhicules aux normes pour réduire la pollution. Disponible sur <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/vehiculesauxnormes.pdf>

[Dixon, 1996] Dixon D.A., Gray M.N., Graham J. Swelling and hydraulic properties of bentonites from Japan, Canada and USA. In proceedings of the second international congress on environmental geotechnics, Osaka, Japan, pp 5-8.

[Doka, 2009]. Life cycle inventories of waste treatment services. Ecoinvent report No.13. Swiss life cycle inventories, Dübendorf, 2009.

[DUTTA, 2015]. A study on the influence of inorganic salts on the behaviour of compacted bentonites. Applied Clay Science, Volumes 116-117, November 2015, pp 85-92.

[Economie, 2012]. Quoi de neuf pour la commercialisation des produits de construction ?

[EMEP/CORINAIR 2003]. Road vehicle tyre & Brake wear & Road surface wear. Emission Inventory Guidebook – 2005 (Ed. Agency E.E.) European Environment Agency, Copenhagen.

[EMEP/CORINAIR, 2006]. Road Transport. EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2005 (Ed. Agency E.E.) European Environment Agency, Copenhagen.

[EVEA forum, 2013]. Discussion sur le transport disponible sur <http://evea-conseil.forumactif.org/t13-transport?highlight=transport>.

[Feraille, 2013] Feraille A., Gomes Rivallain F., Tardivel Y. Chapitre 9 : module d'information environnemental des matériaux de construction. Eco-conception des ensembles bâtis et des infrastructures.

[Frischknecht, 2006] Frischknecht R., Steiner R., Braunschweig A., Egli N., Hildesheimer G. Swiss ecological scarcity method: the new version 2006.

[Frischknecht, 2007] Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hischer R., Hellweg S., Humbert S., Köllner T., Loerincik Y., Margini M., Nemecek T. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final reportecoinvent 2000, Swiss Centre for LCI. Dübendorf, CH, Suisse.

[Frischknecht, 2010]. Frischknecht R. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. International Journal of Life Cycle Assessment.

[Frischknecht, 2011]. Frischknecht R. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. International Journal of Life Cycle Assessment.

[Goedkoop, 2001] Goedkoop M., Spriensma R. The Ecoindicator99: a damage oriented method for life cycle impact assessment: methodology report.

[Goedkoop, 2009] Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts M., De Schryver A., Struijs J., Van Zelm R. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.

[Goedkoop, 2010] Goedkoop M., De Schryver A., Oele M., Durksz S., De Roest D. Introduction to LCA with SimaPro 7. PRé Consultants.

[Gomes, 2013] Gomes F., Brière R., Feraille A., Habert G., Lasvaux S., Tessier C. (2013). Adaptation of environmental data to national and sectorial context : application for reinforcing steel sold on the French market. International journal of life cycle assessment.

[Grenelle I, 2009] Loi n°2009-967.

[Grenelle II, 2010] Loi n°2010-788.

[Grisey, 2013] Grisey E. Thèse de doctorat : Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement.

[Guggemos, 2005] Guggemos A.A., Horvath A. Comparison of environmental effects on steel- and concrete-framed buildings. *Journal of Infrastructure Systems* 2, pp 93-101.

[Guinée, 2002] Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A. de; Oers, L. van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H. de; Duin, R. van; Huijbregts, M.A.J (2002). Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp.

[Guy, 2006] Guy B., Shell S. Design for deconstruction and materials reuse.

[Hauschild, 2003] Hauschild M., Potting J. Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP 2003 methodology. Institute for Product Development Technical University of Denmark.

[Herfray, 2011] Herfray G. Contribution à l'évaluation des impacts environnementaux des quartiers.

[Historia, 2009] Que sont devenues les pierres de la Bastille ? Complément mensuel.

[Hölgmeier, 2013] Hölgmeier K., Weber-Blaschke G., Richter K. Potentials for cascading of recovered wood from building deconstruction – A case study for south-east Germany. *Resources, Conservation and Recycling* 78 pp 81-91.

[Huijbregts, 1998] Huijbregts M.A.J. Application of uncertainty and variability in LCA. *International Journal Life of Cycle Assessment* 3 (5) 273-280.

[Hunziker, 1995] Hunziker R., J.-Ch. Paterna. Betrachtung allgemeiner und produktspezifischer Umsetzungsprozesse im Reaktordeponiekörper & Prozesskettanalyse einer Deponie mit Gasverwertung am Beispiel Elbisgraben (BL), Semesterarbeit am Laboratorium für Energiesysteme, Gruppe Energie – Stoffe – Umwelt, ETH Zurich.

[IFEN, 2007] Le recyclage des déchets du bâtiment et des travaux publics peut progresser. Les 4 pages de l'IFEN, n°116, 4p.

[Institut DELTA, 2011]. Deconstruction and reuse.

[ISO 14040, 2006] (International Organisation for Standardization). Management environnemental - Analyse du Cycle de Vie - Principes et cadre.

[ISO 14044, 2006] Management environnemental - Analyse du Cycle de Vie – Exigences et lignes directrices.

[ISO 14071] Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Processus de revue critique et compétences des vérificateurs : Exigences et lignes directrices supplémentaires à l'ISO 14044:2006.

[Itsubo, 2003] Itsubo N., Inaba A. A new LCIA method : LIME has been completed. International Journal of Life Cycle Assessment 8(5) p 305

[Jolliet, 2003] Jolliet O., Margini M., Charles R., Humbert S., Payet J., Rebitzer G., Rosenbaum R. (2003). Impact 2002 + : a new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8(6) 324 – 330.

[Jolliet, 2005] Jolliet O., Saadé M., Crettaz P. Analyse du cycle de vie : comprendre et réaliser un écobilan. Presses polytechniques et universitaires romandes.

[Jorgensen, 1996] Jorgensen A.-M.M., Ywema P.E., Frees N., Exner S., Bracke R. Transportation in LCA: a comparative evaluation of the importance of transport in four LCAs. International Journal of Life Cycle Assessment 1 (4) 218-220.

[Jungbluth, 2003]. Jungbluth N. Sachbilanzen von Energiesystemen : Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Final report Ecoinvent 2000 No 6, Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, CH.

[Junnila, 2003] Junnila S., Horvath A. Life-cycle environmental effects of an office building. Journal of infrastructure systems 4 pp 157-166.

[Keller, 2004] Keller M., Zbinden R., de Haan P. Handbook emission factors for road transport 2.1. UBA Berlin/ UBA Wien/ BUWAL Bern.

[Kernan, 2002] Kernan P. Old to new : design guide for salvaged building materials in new construction.

[Kiloutou, 2015]. Fiche technique disponible sur : www.kiloutou.fr/construction-amenagement/isolation-decoration-finitions/decolleuse-dalles-pvc-230-v-largeur-210-mm.

[Kofoworola, 2008] Kofoworola O.F., Gheewala S.H. (2008). Environmental life cycle assessment of a commercial office building in Thailand. International Journal of Life Cycle Assessment 6 pp.498-511.

[Kofoworola, 2009] Kofoworola O.F, Gheewala S.H. Life cycle energy assessment of a typical office building in Thailand. Energy and buildings 10, pp 1076-1083.

[Kua, 2012] Kua H.W., Wong C.L. Analysing the life cycle greenhouse gas emission and energy consumption of a multi-storied commercial building in Singapore from an extended system boundary perspective. Energy and Buildings 51, pp 6-14.

[Lippiatt, 2007] Lippiatt B. Building for Environmental and Economic Sustainability (BEES): technical manual and user guide.

[Loi n°92-646, 1992] relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement.

- [MAN Nutzfahrzeuge AG, 2000]. Umwelterklärung 1999, MAN Nutzfahrzeuge AG, München.
- [MAN Nutzfahrzeuge AG, 2002]. Umwelterklärung 2002, MAN Nutzfahrzeuge AG, München.
- [Martinez, 2013] Martinez E., Nunez Y., Sobaberas E. End of life of buildings : three alternatives, two scenarios. A case study. International journal of life cycle assessment 18, pp 1082 – 1088.
- [Milleron, 2009] Milleron J.-F. La démolition – Techniques et métiers connexes, Techniques de l'Ingénieur.
- [MEDDE, 2010] (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'énergie) Circulaire du 24 décembre 2010.
- [MEDDE, 2013] Prévention des déchets du bâtiment.
- [MTETM, 2006] (Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer). Plan Urbanisme Construction Architecture (PUCA), Renouveler et recomposer les quartiers. Rapport final.
- [Mötzl, 2009]. Life cycle assessment of means of transport for goods traffic.
- [NF EN 15 804 + A1, 2013] (Norme Européenne ayant le statut d'une Norme Française). Contribution des ouvrages de construction au développement durable – Déclarations environnementales sur les produits – Règles régissant les catégories de produits de construction.
- [Norme NF P 06-001, 1986]. Charges d'exploitation des bâtiments.
- [O'Brien E, 2006]. Life cycle analysis of the deconstruction of military barracks: a case study at Fort McClellan, Anniston, Alabama. Graduation thesis.
- [OFEV, 2013] (Office Federal de l'Environnement). Information disponible par le lien : <http://www.bafu.admin.ch/luft/11017/11019/11420/index.html?lang=fr>
- [Osset, 2012] Osset P., Clauzade C., Hugrel C., Palluau M. ACV et valorisation des produits en fin de vie – affectation des impacts environnementaux des cycles de vie amont et aval.
- [PE International, 2004]. GaBi software : documentation manual, PE Europe GmbH.
- [Philip, 2006] Philip J.-C., Bouyahbar F., Muzeau J.-P. Guide pratique de la démolition des bâtiments, Eyrolles, 97p.
- [Poelman, 2009] Poelman W.A. Supply Driven Architecture (2009).Université de Twente.

[Polster, 1995] Polster B. Contribution à l'étude de l'impact environnemental des bâtiments par analyse du cycle de vie. Thèse de doctorat de l'École des Mines de Paris.

[PREDEC, 2014]. Rapport environnemental.

[Rés'eau, 2013] : <http://www.reseau.eaufrance.fr/ressource/tableau-decharge-isdnd>

[Rigotti, 2013] Rigotti A. Étude des procédures de déconstruction de bâtiments en vue du recyclage. Rapport de fin d'études de L'École des Ponts et Chaussées.

[Rosenbaum, 2008] Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Gold L.S., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., MacLeod M., Margini M., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., Van de Meent D., Hauschild M.Z. (2008). USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model : recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment.

[Roussat, 2007] Roussat N. Optimisation des stratégies de gestion du contenu « matières premières et énergie » des déchets produits et utilisés sur un territoire urbanisé : application aux déchets de démolition du Grand Lyon. Thèse soutenue à l'INSA de Lyon.

[Saleh, 2009] Saleh T.M. Building green via design for deconstruction and adaptive reuse. Université de Floride.

[Sara, 2000] Sara B., Antonini E., Tarantini M. Application of life cycle assessment (LCA) methodology for valorization of building demolition materials and products.

[Scheuer, 2003] Scheuer C., Keoleian G.A., Reppe P. Life cycle energy and environmental performance of a new university building: modelling challenges and design implications. Energy and Buildings 10, pp 1049-1064.

[SETRA, 2000]. Réalisation des remblais et des couches de forme.

[SETRA, 2014]. Démolition des ponts et gestion des déchets de démolition.

[Silvestre, 2014] Silvestre J.D., De Brito J., Pinheiro M.D. Environmental impacts and benefits of the end-of-life of building materials – calculation rules, results and contribution to a “cradle to cradle” life cycle. Journal of Cleaner Production.

[Société Loisyloc, 2014]. Plaquettes d'informations.
www.loisyloc.com

[SOeS, 2008]. Les déchets de la construction.

[SOeS, 2013] 355 millions de tonnes de déchets produits en France en 2010.

[SOeS, 2014] (Service de l'Observation et des Statistiques). Les transports routiers de marchandises sous pavillon français en 2013. N°527, juin 2014.

[SOeS, 2015]. Bilan énergétique de la France pour 2014. Juillet 2015.

[SOeS, 2015] (Service de l'Observation et des Statistiques). Chiffres clés du transport. Mars 2015.

[Spielmann, 2007] Spielmann M., Bauer C., Dones R., Tuchschnid M. Transport services. Ecoinvent report No. 14. Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.

[Steen, 1999] Steen B. A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 - Models and Data of the Default Method. CPM Report 19995. Chalmers University of Technology. Goteborg, Sweden.

[Sydevom, 2012] Note technique ANTEARDEC – ISDND des Parrines (04) Calcul d'équivalence de la barrière passive. Disponible sur :
http://www.sydevom04.fr/library/PARRINES/DDAE%20ENQUETE%20PUBLIQUE/pi%C3%A8ce%20n%C2%B02/annexe%2022%20%C3%A9quivalence/68391_note-equivalence-sydevom_2012_09_28.pdf

[Thomsen, 2011] Thomsen A., Schultmann F., Kohler N. Deconstruction, demolition and destruction, Building Research & Information, 327-332

[Tingley, 2012] Tingley D.D., Davison B. Developing an LCA methodology to account for the environmental benefits of design for deconstruction.

[TREMOVE, 2007]. TREMOVE emission data. Version v2.44c.

[UE, 1991]. Directive Européenne n°91-542 du 1 octobre 1991 concernant le rapprochement des législations des états membres relatives aux mesures contre les émissions de gaz polluants provenant des moteurs diesel destinés à la propulsion des véhicules.

[UE, 1991] Directive 91/689/CE du Conseil relative aux déchets dangereux, modifiée par la directive du 19 novembre 2008.

[UE, 1996]. Directive Européenne n°99-96 du 13 décembre 1999 1999/96/CE du parlement européen et du conseil du 13/12/1999 concernant le rapprochement des législations des états membres relatives aux mesures à prendre contre les émissions de gaz polluants et de particules polluantes provenant des moteurs à allumage par compression destinés à la propulsion des véhicules et les émissions de gaz polluants provenant des moteurs à allumage commandé fonctionnant au gaz naturel ou au gaz de pétrole liquéfié et destinés à la propulsion des véhicules.

[UE, 1998] Directive 88/77/CEE du Conseil du 3 décembre 1987 concernant le rapprochement des législations des États membres relatives aux mesures à prendre contre les émissions de gaz polluants provenant des moteurs Diesel destinés à la propulsion des véhicules.

[UE, 1999] Directive 1999/31/CE du Conseil concernant la mise en décharge.

[UE, 2008] Directive 2008/98/CE du Parlement Européen et du conseil relative aux déchets.

[UE, 2009]. Règlement (CE) n° 595/2009 du Parlement européen et du Conseil du 18 juin 2009 relatif à la réception des véhicules à moteur et des moteurs au regard des émissions des véhicules utilitaires lourds (Euro VI) et à l'accès aux informations sur la réparation et l'entretien des véhicules.

[UE, 2011]. Règlement n°305/2011 du Parlement Européen et du Conseil établissant des conditions harmonisées de commercialisation pour les produits de construction.

[UE, 2015] Union Européenne (2015). Communication de la Commission dans le cadre de la mise en œuvre du règlement (UE) no 305/2011 du Parlement européen et du Conseil du 9 mars 2011 établissant des conditions harmonisées de commercialisation pour les produits de construction.

[US EPA, 1999] (United States Environmental Protection Agency). "Building deconstruction and material reuse in Washington, D.C."

[US EPA, 2002]. Campaigning against waste, The Resource Conservation Challenge.

[USLCI, 2012] (U.S. Life Cycle Inventory Database). National Renewable Energy Laboratory.

[Van Kote, 2012] Les décharges du BTP se répandent en France, article issu du journal « Le Monde ».

[Volvo Truck Corporation, 2004]. Environmental product declaration: Volvo 8 500 Low-Entry

[Weidema, 1996] Weidema B.P., Wesnas M. Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production 4 (3-4) pp 167-174.

[Zimmerman, 1996] Zimmerman P., Doka G., Huber F., Labhardt A., Menard M. (1996). Ökoinventare von Entsorgungsprozessen, Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen. ESU Reihe, 1/96; Zürich: Institut für Energietechnik, ETH Zürich.

Sites internet

www.miniertp.fr/

technique-tp.leforum.eu/

www.lesueurtp.fr/

www.tst67.fr/

www.buxtons-water.co.uk/

www.sned.fr

demolitions.free.fr

www.bioethanolcarburant.com

www.volvotrucks.com

www.iveco.com

www.comcomfiumorbucastellu.fr

www.dpmf.fr

www.mostfrance.com

www.evaluation.cstb.fr

opalis.be/

www.diogen.fr/

www.business.govt.nz/worksafe/information-guidance/all-guidance-items/best-practice-guidelines-for-demolition-in-new-zealand

www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Liste_ISDD_2011.pdf

Annexes

Annexe 1 : Méthodologie de calcul des indicateurs

Les différentes études et analyses menées tout au long de cette thèse ont été réalisées sur le logiciel SimaPro version 7.3.3 (Goedkoop, 2010) qui est un des logiciels ACV de référence, développé par Pré Consultants aux Pays-Bas. La base de données Ecoinvent (Frischknecht, 2007) intégrée dans SimaPro a été utilisée car elle est considérée comme l'une des plus complètes et permet au besoin d'adapter les modules disponibles à chaque étude de cas. Dans le cadre de ces deux études, trois méthodes d'évaluation ont été utilisées : CML, la Cumulative Energy Demand (CED) et EDIP.

D'abord, les 10 catégories d'impacts présentes dans la méthode CML (Guinée, 2002) ont été choisies : l'épuisement des ressources naturelles (abiotic depletion), l'acidification, l'eutrophisation (eutrophication), le réchauffement climatique (global warming), destruction de la couche d'ozone stratosphérique (ozone layer depletion), la toxicité humaine (human toxicity), l'écotoxicité aquatique (Fresh water aquatic depletion), l'écotoxicité marine (marine aquatic ecotoxicity), l'écotoxicité terrestre (terrestrial ecotoxicity) et l'oxydation photochimique (photochemical oxidation).

Ensuite, les engins de démolition présents sur le chantier consomment du carburant qui est le principal flux entrant dans le système. Nous avons opté de calculer cette consommation énergétique par la méthode « Cumulative Energy Demand » (Frischknecht, 2007).

Enfin, les chantiers de démolition génèrent de nombreux déchets qu'il est intéressant de comptabiliser. La catégorie « Bulk waste » présente dans la méthode EDIP a été sélectionnée car elle intègre un nombre important de flux de déchets (environ 80) de nature variée (métal, plastique, verre...).

De plus, notre étude se situant dans le contexte français, nous avons pris en compte dans nos modélisations le mix électrique français qui représente l'ensemble des moyens de production mis en œuvre pour produire l'électricité. Ce mix se caractérise par une part importante du nucléaire (environ 75 %) générant des déchets radioactifs. Ceux-ci sont intégrés dans la catégorie d'impact « Radioactive waste » également présente dans la méthode EDIP.

L'ensemble des catégories d'impacts sélectionnées est récapitulé dans le tableau 1 :

Catégories d'impact	Unité	Méthode
Déplétion des ressources	Kg Sb équivalent	CML
Acidification	Kg SO ₂ équivalent	CML
Eutrophisation	Kg PO ₄ ³⁻ équivalent	CML
Réchauffement climatique	Kg CO ₂ équivalent	CML
Destruction de la	Kg CFC-11 équivalent	CML

couche d'ozone stratosphérique		
Toxicité humaine	Kg 1,4 – DB équivalent	CML
Ecotoxicité (aquatique, marine et terrestre)	Kg 1,4 – DB équivalent	CML
Oxydation photochimique	Kg C ₂ H ₄ équivalent	CML
Énergie primaire totale	MJ	Cumulative Energy Demand (CED)
Déchets en vrac	Kg	EDIP
Déchets radioactifs	Kg	EDIP

Les détails de calcul de ces différentes catégories d'impact sont précisés.

1. La méthode CML

La méthode CML (Guinée, 2002) est composée de 10 catégories d'impact qui sont maintenant présentées.

Épuisement des ressources abiotiques (Abiotic depletion potential)

On qualifie d'abiotique les ressources non vivantes comme les minerais ou les hydrocarbures. La méthode proposée (Guinée, 1995) se base sur les réserves ultimes et le taux d'extraction des substances considérées :

$$abiotic\ depletion = \sum_i ADP_i * m_i$$

ADP_i : Abiotic depletion potential de la ressource i (sans dimension)

m_i : quantité de ressource extraite (en kg)

L'ADP de chaque substance i est calculé par la formule suivante :

$$ADP_i = \frac{DR_i * (R_{ref})^2}{(R_i)^2 * DR_{ref}}$$

DR_i : taux d'extraction de la ressource i (en kg.an⁻¹)

R_{ref} : réserve ultime de la ressource référence, l'antimoine, en kg

R_i : réserve ultime de la ressource i en kg

DR_{ref} : taux d'extraction de l'antimoine (en kg.an⁻¹)

Le résultat final de l'indicateur est exprimé en kg d'antimoine équivalent

Acidification

Les polluants acidifiants sont à l'origine de l'émission d'ions H^+ . Ils peuvent engendrer des impacts sur les sols, les eaux, les micro-organismes biologiques, ou encore les bâtiments. Trois substances sont principalement responsables des impacts de l'acidification : les molécules SO_2 , les NO_x et les NH_x .

L'indicateur suivant a été proposé (Heijungs, 1992) :

$$acidification = \sum_i AP_i * m_i$$

AP_i : le potentiel d'acidification de la substance i

m_i : la masse de la substance contribuant au procédé d'acidification (en kg)

L' AP_i de chaque substance i est donné par la formule suivante :

$$AP_i = \frac{\eta_i}{\eta_{SO_2}}$$

Avec η_i : la quantité d'ions H^+ potentiellement produits par kg de substance i

η_{SO_2} : la quantité d'ions H^+ produits par kg de SO_2 (la substance référence).

Le phénomène d'acidification est une des catégories d'impacts où la spatialisation et la sensibilité de l'environnement local (c'est-à-dire proche de l'émission) jouent un rôle important. Plusieurs hypothèses de travail ont été posées pour prendre en compte cette régionalisation des impacts.

Eutrophisation

Le phénomène d'eutrophisation correspond à un apport excessif en macronutriments (notamment le phosphore et l'azote). Cet enrichissement entraîne divers déséquilibres dans le milieu touché : une augmentation de la croissance du plancton et des plantes aquatiques. Cela induit une surconsommation d'oxygène et une opacification des eaux. À terme, les eaux ne sont plus potables et les organismes aquatiques disparaissent.

L'indicateur proposé pour estimer les impacts de l'eutrophisation est le suivant :

$$Eutrophisation = \sum_i EP_i * m_i$$

EP_i : potentiel d'eutrophisation de la substance i , en kg de PO_4^{3-} équivalent / kg

m_i : la quantité de substance i relâchée dans l'air, l'eau et le sol

Pour calculer le potentiel d'eutrophisation, la formule suivante est utilisée :

$$EP_i = \frac{v_i / M_i}{v_{PO_4^{3-}} / M_{PO_4^{3-}}}$$

Avec u_i : la contribution potentielle d'une substance i à la formation de la biomasse

$u_{PO_4^{3-}}$: la contribution potentielle de la substance de référence PO_4^{3-} à la biomasse

M_i : la masse molaire (en kg/mol) de la substance i

$M_{PO_4^{3-}}$: la masse molaire (en kg/mol) de la substance référence PO_4^{3-}

Réchauffement climatique

Le réchauffement climatique est causé par les émissions humaines qui augmentent le forçage radiatif. Ainsi, le rayonnement solaire réfléchi ou réémis sous forme d'infrarouges est absorbé par certaines molécules de l'atmosphère qui participent à l'augmentation de la température sur la surface terrestre.

À partir des travaux menés par l'IPCC (International Panel on Climate Change), Heijungs a proposé l'indicateur suivant :

$$climate\ change = \sum_i GWP_i * m_i$$

GWP_i : potentiel de réchauffement climatique d'une substance i

m_i : masse de la substance i

Le terme GWP_i correspond au rapport entre la hausse d'absorption infrarouge due à l'émission d'un kilogramme de la substance considérée et de celle due à l'émission d'une même quantité de CO_2 , intégrées sur l'échelle de temps considérée :

$$GWP_{T,i} = \frac{\int_0^T a_i * c_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} * c_{CO_2}(t) dt}$$

a_i : forçage radiatif par unité de hausse de la concentration dans l'atmosphère du gaz à effet de serre i , en $w/(m^2*kg)$

c_i : concentration dans l'atmosphère du gaz i à l'instant t , en kg/m^3

T : durée sur laquelle les grandeurs sont intégrées, en années

a_{CO_2} : forçage radiatif par unité de hausse de la concentration dans l'atmosphère du CO_2 , en $w/(m^2kg)$

c_{CO_2} : concentration dans l'atmosphère en CO_2 à l'instant t , en kg/m^3

Épuisement de l'ozone stratosphérique

Ce phénomène fait référence à l'amincissement de la couche d'ozone résultant des émissions de l'activité humaine. Les molécules d'ozone sont cassées par des réactions chimiques avec le méthane, le NO₂ ou les composés bromés et halogénés. Cette couche d'ozone ne peut plus assurer sa fonction de barrière naturelle et les radiations UV-B issues du rayonnement solaire atteignent plus facilement la surface de la Terre. Cela entraîne des dommages sur la santé humaine et les écosystèmes.

À partir des travaux de Wuebbles (1988), Heijungs a proposé l'indicateur « ozone depletion » :

$$\text{ozone depletion} = \sum_i ODP_i * m_i$$

ODP_i : le potentiel d'épuisement de l'ozone pour la substance i

m_i : la masse de la substance i relâchée (en kg)

Pour calculer le facteur de caractérisation, on dispose de la formule suivante :

$$ODP_i = \frac{\delta [O_3]_i}{\delta [O_3]_{CFC-11}}$$

δ [O₃]_i : variation de la concentration d'ozone dans la colonne d'atmosphère à l'équilibre due aux émissions annuelles en substance i (le cas du CFC-11 servant de référence), en kg/an.

δ [O₃]_{CFC-11} : changement dans la colonne d'atmosphère suite aux émissions annuelles de CFC-11

Toxicité humaine

Cet indicateur couvre les impacts des substances toxiques sur la santé humaine. La toxicité d'une substance sur un individu va dépendre de la quantité ingérée ou inhalée plutôt que de la quantité émise dans l'environnement.

Heijungs a défini pour estimer les impacts sur la santé humaine un indicateur prenant en compte trois compartiments environnementaux : l'air, l'eau et le sol. Chacun de ces compartiments possède un facteur de caractérisation.

$$HCA_i = \frac{VI_a * W}{V_a * ADI_i}$$

$$HCW_i = \frac{VI_w * W}{V_w * ADI_i}$$

$$HCS_i = \frac{M * W * N}{V_s * Cvalue_i}$$

HCA_i, HCWi et HCSi sont respectivement les facteurs de caractérisation pour l'air, l'eau et le sol pour une substance donnée i.

V_a : la quantité d'air consommée par jour et par personne, dont la valeur est de 20 m³ d'air /jour/personne

V_w : la quantité d'eau consommée par jour et par personne, dont la valeur est de 2 L d'eau/jour/personne

W : la population mondiale égale à 5 milliards d'habitants à l'époque

V_a : volume d'air pris en compte dans le modèle global, soit 3*10¹⁸ m³ d'air

V_w : le volume d'eau pris en compte dans le modèle global, soit 3,5*10¹⁸ L

V_s : le volume de sol sec pris en compte dans le modèle global, soit 2,7*10¹⁶ kg

ADI_i (Acceptable Daily Intake) : dose journalière limite acceptable reçue par un individu pour la substance i, en kg de substance i/jour/ kg de masse corporelle

M : le poids moyen d'un individu soit, 70 kg

N : facteur d'incertitude pour la dose journalière limite

C_{valuei} : facteur de normalisation hollandais pour les sols (en kg de substance i par kg de sol)

Ces facteurs de caractérisation sont ensuite additionnés dans la formule suivante pour construire l'indicateur de toxicité humaine :

$$\text{human toxicity} = \sum_i (HCA_i * m_{ai}) + (HCW_i * m_{wi}) + (HCS_i * m_{si})$$

m_{ai}, m_{wi} et m_{si} étant les quantités de substances i émises dans l'air, les eaux et les sols, en kg.

Cependant, cette première méthode ne prend pas en compte certains aspects de la toxicité. En effet, les substances toxiques ne sont pas forcément ingérées de manière directe par l'être humain. Il existe plusieurs vecteurs de transport et d'ingestion : les eaux de ruissellement, la consommation de nourriture (légumes, viandes...) et il semble pertinent de modéliser le devenir des substances notamment son transport et sa dégradation. Ainsi, Huijbregts a proposé une modélisation incluant ces paramètres basée sur les modèles USES. Ce nouveau modèle repose 4 échelles spatiales différentes : continentale et globale (cette dernière se décomposant en trois zones de climat de l'hémisphère nord : arctique, tempérée et tropicale). De plus, chacune de ces échelles spatiales comprend des compartiments d'émissions : l'air, l'eau et la terre pour les échelles globales et l'air, l'eau douce, l'eau de mer, la terre naturelle, la terre agricole et la terre industrielle pour l'échelle continentale. Enfin, on distingue six voies d'exposition : l'air, les poissons, l'eau potable, les cultures, la viande bovine et le lait.

Au final, le facteur de caractérisation sur la toxicité humaine s'exprime comme :

$$HTP_{i,ecomp} = \frac{\sum_r \sum_s PDI_{i,ecomp,r,s} * E_{i,r} * N_s}{\sum_r \sum_s PDI_{1,4-dichlorobenzene,ecomp,r,s} * E_{1,4-dichlorobenzene,r} * N_s}$$

Avec :

$PDI_{i,ecompr,s}$: la dose journalière d'une substance i ingérée par un homme par la voie d'exposition r à l'échelle s émise dans le compartiment $ecompr$ (en jour^{-1})

$E_{i,r}$: « le facteur d'effet » qui représente l'impact sur l'Homme de la substance i par la voie d'exposition r (en jour)

N_s : la densité de population à l'échelle s

$PDI_{1,4\text{-dichlorobenzène}, ecomp, r,s}$: la dose journalière de 1,4-dichlorobenzène (substance de référence) ingérée par un homme par la voie d'exposition r à l'échelle s émise dans le compartiment $ecompr$ (jour^{-1})

$E_{1,4\text{-dichlorobenzène}, r}$: « facteur d'effet » qui représente l'impact sur l'Homme du 1,4-dichlorobenzène par la voie d'exposition r (en jour)

Ce facteur de caractérisation est alors utilisé dans la formule :

$$\text{human toxicity} = \sum_i \sum_{ecompr} m_{i,ecompr} * HTP_{i,ecompr,r}$$

$m_{i,ecompr}$: la masse de la substance i émise dans le compartiment $ecompr$

Ecotoxicité

À l'instar de la toxicité humaine, un premier modèle avait été proposé en 1992 par Heijungs qui s'intéressait aux impacts des substances toxiques sur l'eau et la terre (les émissions dans l'eau n'affectant que les écosystèmes aquatiques et les émissions dans le sol n'affectant que les écosystèmes terrestres). De ces hypothèses, découlaient deux facteurs de caractérisation :

$$ECA_i = \frac{1}{MTC_{a,i}}$$

$$ECT_i = \frac{1}{MTC_{t,i}}$$

Le facteur MTC représente, pour une substance i donnée, la concentration maximale de cet élément dans le sol ou dans l'eau permettant d'assurer la survie de 95% des espèces de cet écosystème.

Cependant, comme pour l'indicateur de toxicité, le devenir et la dégradation de la substance émise n'est pas prise en compte. Ainsi, d'autres méthodes permettant le transport des substances et leurs passages d'un compartiment à un autre et d'un écosystème à un autre ont été développées.

La méthode CML a opté pour le modèle de Huijbregts semblable à celui proposé pour l'indicateur de toxicité humaine. La formule suivante est utilisée pour calculer le facteur de caractérisation du potentiel d'impact sur les écosystèmes d'eau douce.

$$FAETP_{i,ecomp} = \frac{PEC_{i,ecomp,freshwater} * E_{i,freshwater}}{PEC_{1,4-dichlorobenzene,ecomp,freshwater} * E_{1,4-dichlorobenzene,freshwater}}$$

Avec :

$PEC_{i,ecomp,freshwater}$: concentration théorique d'une substance i due à une émission dans le compartiment ecomp impactant les eaux douces

$E_{i,freshwater}$: « facteur d'effet » d'une substance i sur les eaux douces

$PEC_{1,4-dichlorobenzene,ecomp,freshwater}$: concentration théorique de 1,4-dichlorobenzène due à une émission dans le compartiment ecomp impactant les eaux douces

$E_{1,4-dichlorobenzene,freshwater}$: « facteur d'effet » du 1,4-dichlorobenzène sur les eaux douces

De la même façon, sont calculés des facteurs de caractérisations pour l'écotoxicité sur les sédiments d'eaux douces, dans l'eau de mer, sur les sédiments marins et pour l'écotoxicité terrestre.

Ces facteurs de caractérisation sont ensuite multipliés par la masse de substance émise afin d'obtenir l'indicateur final.

Formation de photo-oxydants

Les photo-oxydants se forment dans la troposphère sous l'action des rayons du soleil sur des molécules réactives telles que les composés organiques volatiles, le monoxyde de carbone ou les composés azotés.

L'indicateur de formation de photo-oxydants est :

$$photo - oxydant production = \sum_i POCP_i * m_i$$

Avec :

$POCP_i$: potentiel de création d'ozone photochimique (en kg d'éthylène/kg)

m_i : masse de la substance i considérée dans le processus étudié

Pour calculer le potentiel de création d'ozone photochimique, des simulations de productions d'ozone pour deux quantités de gaz i différentes sont réalisées. Les résultats de ces expérimentations sont ensuite normalisés en appliquant cette méthode dans le cas de l'éthylène qui est choisi comme substance de référence.

$$POCP_i = \frac{\Delta F_i}{M_i} * \frac{M_{\text{éthylène}}}{\Delta F_{\text{éthylène}}}$$

ΔF_i : différence entre les quantités d'ozone produites pour les deux quantités de gaz considérées, en moles

M_i : quantité totale de gaz i considérée, en moles

$M_{\text{éthylène}}$: quantité totale d'éthylène considérée, en moles

$\Delta F_{\text{éthylène}}$: différence entre les quantités d'ozone produites pour les deux quantités d'éthylène considérées, en moles

Dans la méthodologie CML, aucune catégorie d'impact ne se focalise sur l'énergie contrairement à CED.

2. Cumulative Energy Demand (CED)

Cette méthode se focalise sur l'énergie et intègre la consommation en énergie primaire tout au long du cycle de vie que ce soit l'énergie directe ou indirecte. Cette énergie indirecte appelée également énergie grise correspond à l'énergie associée à l'utilisation de matières premières notamment (Frischknecht, 2007).

$$\text{cumulative energy} = \sum_i q_i * CED_i$$

Cette contribution des différents flux énergétiques est exprimée par l'intermédiaire de facteurs de caractérisation dans 6 catégories :

- Les ressources non renouvelables fossiles ;
- Les ressources non renouvelables nucléaires ;
- Les ressources non renouvelables de la biomasse ;
- Les ressources renouvelables de la biomasse ;
- Les ressources renouvelables éoliennes, solaires et géothermiques ;
- Les ressources renouvelables hydrauliques.

L'indicateur CED est construit comme suit :

$$\text{cumulative energy} = \sum_i q_i * CED_i$$

Avec :

q_i : la quantité d'énergie i consommée en kg, m³ ou MJ.

CED_i : la valeur énergétique de la source i en MJ/unité. L'unité correspondra à des kg, m³ ou MJ. Ce paramètre CED_i correspond à un facteur de caractérisation.

Chacune de ces 6 catégories d'impacts sont exprimées en Méga Joules (MJ). Afin de réduire leur nombre, ces catégories d'impacts sont additionnées dans une nouvelle catégorie que l'on appellera « Énergie renouvelable et non renouvelable ».

Ressources non renouvelables fossiles

On retrouve dans cette catégorie, les flux énergétiques liés au charbon, au pétrole, et au gaz. Le pouvoir calorifique supérieur de ces combustibles est utilisé comme facteur de caractérisation.

Ressources non renouvelables nucléaires

Une approche similaire est réalisée pour le combustible nucléaire. L'estimation de l'énergie générée par un kg de minerai dans une centrale nucléaire moderne permet de calculer le facteur de caractérisation.

Ressources non renouvelables de la biomasse

L'ensemble des flux énergétiques de la biomasse est regroupé dans « *Energy, gross calorific value, in biomass, primary forest* » exprimée en MJ/MJ.

On distingue deux essences d'arbre différentes : les bois tendres et les bois durs. Pour chacune de ces essences, le pouvoir calorifique supérieur est utilisé pour obtenir la quantité d'énergie contenue dans ces bois en MJ. La quantité d'énergie totale issue de la biomasse est compilée dans « *Energy, gross calorific value, in biomass, primary forest* ».

Ressources renouvelables de la biomasse

La seule différence par rapport à la comptabilisation des ressources non renouvelables est le processus au sein duquel les flux renouvelables sont regroupés. Il s'agit du flux « *Energy, gross calorific value, in biomass* ». Sinon, l'approche est identique.

Ressources renouvelables : éolien, solaire et géothermique

Pour ces trois énergies renouvelables, l'énergie primaire considérée est égale à l'énergie récoltée ou convertie :

- Solaire : énergie convertie par les cellules photovoltaïques et transmise à l'onduleur ;
- Éolien : énergie délivrée par les turbines de l'éolienne
- Géothermique : énergie fournie à la pompe à chaleur.

Ressources renouvelables hydrauliques

On considère l'énergie de rotation transmise à la turbine hydro-électrique

Pour l'ensemble des énergies renouvelables, les facteurs de caractérisation finaux sont égaux à 1MJ/MJ.

Pour finir, l'aspect déchet est maintenant abordé par la présentation de la méthode EDIP.

3. EDIP

EDIP est une méthodologie danoise dont la première version date de 1997 puis qui a été actualisée en 2003 (Hauschild, 2003). EDIP propose 18 catégories d'impacts parmi lesquelles 2 vont nous intéresser.

Bulk waste

Cette catégorie comptabilise l'ensemble des déchets produits tout au long du cycle de vie et est exprimée en kg. Chaque kg de déchets est équivalent : le facteur de caractérisation ne varie pas selon la nature du déchet. Les déchets dangereux ne sont pas explicitement pris en compte tout comme les déchets radioactifs qui ont leur propre catégorie.

Radioactive waste

Dans cette catégorie, la totalité des déchets radioactifs produits est comptabilisée.

Bibliographie :

Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hirschier R., Hellweg S., Humbert S., Köllner T., Loerincik Y., Margini M., Nemecek T. (2007). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final reportecoinvent 2000, Swiss Centre for LCI. Dübendorf, CH, Suisse.

Guinée, J.B., Gorrée, M.; Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R.; De Koning, A., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., De Bruijn, H., Van Duin, R., Huijbregts, M.A.J (2002). Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp.

Guinée J.B., Heijungs R. (1995). A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product Life Cycle Assessment, Environ. Toxicol. Chem, 14(5), 917-925, 1995

Hauschild M., Potting J. (2003). Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP 2003 methodology. Institute for Product Development Technical University of Denmark.

Heijungs R., Guinée J.B., Huppes G., Lankreijer R.M., Udo de Haes H.A., Wegener Sleeswijk A., Ansems A.M.M., Eggels P.G., van Duin R., de Goede H.P. (1992). Environmental Life Cycle Assessment of Products; Guide; Report Nr. 9266, CML, Leiden, 96 p.

Wuebbles D.J., Edmonds J. (1998) A primer on greenhouse gases. Report for United States Department of Energy TR040, DOE/NBB-0083, Washington DC.

Annexe 2: Implémentation des deux méthodes alternatives du transport dans Simapro

Cette annexe constitue un guide pour l'implémentation des deux méthodes présentées dans le chapitre 3. Même si les deux méthodes ont des approches différentes, elles possèdent une base commune : un module « *Operation* » adapté permettant de modéliser la consommation d'un camion sur kilomètre chargé à l'aller et vide au retour. La construction de ce module est maintenant détaillée.

Module « *Opération* »

- Copier le module « *Operation, lorry 16-32t, EURO 4/RER U* »
- Modifier la valeur du flux « *Diesel, low-sulphur, at regional storage/CH U* ». Dans notre modèle, nous avons pris en compte 0,26586 kg. Cette donnée peut être modifiée selon les besoins de l'étude.
- Adapter les flux des substances du groupe 1A dans la catégorie « Émissions vers l'air ». Pour cela, il existe deux possibilités. La première est de rentrer directement les valeurs du tableau 36 du chapitre 3. La deuxième est de rentrer le produit du facteur d'émissions par la quantité de carburant.
- Adapter les flux des substances du groupe 1B. Là encore deux possibilités. La première est de rentrer directement la valeur donnée dans le tableau 37 dans la colonne « Émission totale dans le nouveau module ». La deuxième est de rentrer le produit du facteur d'émission que l'on retrouve dans le tableau 30 avec la quantité de carburant et de rajouter la quantité émise indépendante du carburant donnée dans le tableau 37.
- Les autres flux ne sont pas modifiés.

On peut constater que l'adaptation des flux peut se faire quelle que soit la quantité de carburant considérée.

Une fois ce module créé, les deux méthodes vont différer dans la modélisation.

Méthode « kilométrique »

À partir du module précédemment créé, il faut intégrer les processus d'infrastructures. Pour cela, on ajoute les 6 processus d'infrastructure présentés dans le tableau 29 quantifiés avec les nouvelles valeurs des paramètres D2, D3 et D4 donnés dans le tableau 39.

Méthode « tonne kilométrique »

- Copier le module « *Transport, lorry 16-32t, EURO 4/RER U* ».
- Remplacer le module « *Operation, lorry 16-32t, EURO 4/RER U* » par le module créé dans la première partie
- Ce module est quantifié par D1 qui est l'inverse de la charge moyenne. Il suffit de rentrer la valeur donnée dans la section 3.4.1.2
- Remplacer les valeurs initiales des paramètres D2, D3 et D4 par celles données dans le tableau 38.

Annexe 3: Carte des ISDD sur le territoire métropolitain



Annexe 4: Carte des ISDND sur le territoire métropolitain



Étude ACV des chantiers de démolition en vue de la préservation des ressources. Focus sur les procédés de transport et de décharge.

RESUME : La préservation des ressources naturelles est un des enjeux majeurs dans les années à venir. Le secteur de la construction tant par les besoins auxquels il répond que par les ressources qu'il mobilise joue un rôle majeur dans ce challenge. Il est alors pertinent de s'intéresser à la fin de vie de bâtiments dont la gestion permet de potentiellement transformer des déchets en matières premières. À l'aide de l'Analyse de Cycle de Vie, il est possible d'estimer les impacts environnementaux de ces chantiers mais surtout d'estimer les bénéfices possibles d'une gestion plus durable.

D'une démolition traditionnelle où le tri des déchets n'était pas ou peu réalisé nous sommes passés vers une démolition plus sélective où les différentes catégories de déchets étaient séparées puis envoyées dans les différentes installations et filières de gestion des déchets (plateforme de recyclage, incinérateurs ou installations de stockage par exemple). Le recyclage des déchets est aujourd'hui favorisé, notamment pour des matériaux où les bénéfices environnementaux rejoignent ceux économiques comme les métaux. Notre travail a envisagé la réutilisation d'éléments structurels en béton armé en lieu et place d'un recyclage afin d'allonger leur durée de vie et de diminuer les besoins en ressources minérales. La pertinence environnementale de cette solution alternative a été ainsi regardée.

Une deuxième contribution se situe au niveau de l'adaptation de données. Dans les différentes analyses ACV menées tout au long de cette thèse, la base Ecoinvent a été utilisée. Cependant, les données fournies sont souvent moyennées, ce qui diminue la pertinence de leur utilisation dans un cas spécifique. Le procédé de transport par camion ainsi que celui de mise en décharge ont été étudiés de manière approfondie afin de les adapter à notre cas spécifique des chantiers de démolition situés en France. Dans le cas du transport, il a été nécessaire d'intégrer le retour à vide des camions évacuant les déchets tandis que les installations de stockage françaises ont des infrastructures différentes des décharges de référence suisses. Ainsi, ce travail d'adaptation des données Ecoinvent pourrait être étendue à d'autres modules de transports ou de décharges mais également à d'autres modules Ecoinvent afin de renforcer la pertinence des études ACV.

Mots clés: démolition, transport, décharge, réutilisation, ressources.

LCA study of demolition sites in order to preserve natural resources. Focus on the transport and landfill processes

ABSTRACT: The preservation of natural resources is one of the biggest concerns for the years to come. The building sector that fulfills the need of housing for every human being requires a lot of materials. Indeed, this industry plays a crucial role. Then, it seems relevant to study the building end of life which managing can transform waste into resources. Thanks to the Life Cycle Assessment, it is possible to assess the environmental impacts of demolition sites and also to estimate the potential benefits of a more durable managing.

From a traditional demolition where waste separation was not or little done, we are now going to a selective demolition where waste sorting is made and the different waste categories are sent to specific installations (recycling platforms, incinerators or landfills for example). Nowadays, waste recycling is being encouraged particularly for materials where the environmental benefits come with the economic ones like for metals. Our work considered the reuse of structural elements in reinforced concrete instead of their recycling. It allows increasing their lifetime while decreasing the need in mineral resources. The environmental relevance of this solution was studied.

The second contribution deals with the data adaptation needed in LCA. During the various LCA studies done in this work, the Ecoinvent database was used. However, the provided data was often too aggregated and consisted in average data which reduces the relevance of using it in specific cases. A deep analysis of the truck transportation and the landfill processes was made as well as the adaptation needed to be coherent with the specific case of demolition sites located in France. In the case of the transport process, the empty returns were more specifically taken into account. For the landfill process, one has to deal with the differences between the French and the Swiss infrastructures used as the reference ones. Thus, this data adaptation could be extended to other transport and landfill processes but also to other Ecoinvent processes in order to reinforce the reliability of LCA studies.

Keywords: demolition, transport, landfill, reuse, resources.