

Collecte des données

Collecte des données	74
III-1 Bases de données.....	140
<i>III-1-1 Bases de données disponibles.....</i>	<i>140</i>
<i>III-1-2 Bases de données internationales.....</i>	<i>142</i>
<i>III-1-3 Données nationales.....</i>	<i>144</i>
III-2 Paramètres systémiques	148
<i>III-2-1 Paramètres liés à la simulation thermique d'un bâtiment</i>	<i>148</i>
<i>III-2-2 Paramètre systémiques d'ACV à l'échelle du bâtiment.....</i>	<i>149</i>
<i>III-2-3 Paramètres systémiques d'ACV à l'échelle du quartier</i>	<i>150</i>
III-3 Problématique de réduction d'inventaires.....	152
<i>III-3-1 Simplification d'inventaires, méthodologie et analyse.....</i>	<i>152</i>
Conclusions, perspectives	166

La phase de collecte des données d'inventaire est une étape clé de l'ACV, qui doit répondre à certaines exigences de qualité et de transparence. Plusieurs recommandations ont été émises dans ce but [ILCD, 2008].

La phase d'inventaire consiste à déterminer les flux entrants et sortants du système à l'étude. Elle se fait en deux temps : l'obtention de données spécifiques concernant les process élémentaires intervenants (correspondant aux plus petits sous-systèmes définissables, par exemple pour la fabrication d'un module photovoltaïque : étapes de purification du silicium, sciage des lingots, fabrication des cellules, encapsulation...) et la sélection et la compilation de données génériques concernant les procédés constituant l'arrière plan de l'étude (ex : la production d'électricité), ou certains aspects du système de premier plan (utilisations de camions, de machines standards...). Les données constituant les inventaires doivent être exprimées quantitativement, en tant que flux par unité fonctionnelle.

Les sources de données les plus représentatives pour des process spécifiques sont les mesures menées directement sur ces derniers, ou encore la collecte de données auprès des opérateurs impliqués (entretiens, questionnaires...). La collecte de données doit prendre en compte le cycle de vie entier du process, et donc intégrer toutes les différentes phases de production (stand-by, maintenance,...). Afin d'obtenir des grandeurs représentatives des flux entrants et sortants associés, celles-ci devant être quantifiées sur une durée couvrant au moins un cycle entier, puis ramenées à l'unité fonctionnelle. La collecte des données doit se faire de façon précise, en lien avec l'objet de l'étude. Il est ainsi recommandé de fixer et préciser les flux à inventorier pour tous les process, afin d'assurer la cohérence de l'étude. La fabrication des infrastructures intervenant dans la production (machines, bâtiments,...) peut être négligée, mais ce choix doit se faire en cohérence avec les objectifs de l'étude et les frontières définies.

Dans le cas de ce qui constitue l'arrière plan du système, il est important de vérifier que toutes les données utilisées dans la modélisation présentent une réelle cohérence méthodologique, afin d'éviter une éventuelle distorsion des résultats. La collecte des données génériques constitue aussi une phase de l'étude où il est possible de faire apparaître des besoins en données plus représentatives ou plus spécifiques. Ainsi pour des process qui ne représentent pas une partie clé du système, de simples estimations (basées sur des données reposant sur les connaissances liées au process) peuvent fournir une première approximation des données. Dans le cas de données manquantes, des valeurs conservatives doivent être considérées, tirées d'une expertise. Si une étude de sensibilité portant sur ces données montre leur importance, une étude plus poussée du procédé devra être menée. Si cette dernière n'est pas possible, les données doivent être fixées par hypothèse et ce choix doit être signalé et pris en compte dans la phase d'interprétation des résultats.

La phase d'inventaire suit donc alors une démarche qui peut être itérative :

- Identification et description des process : après la détermination de l'ensemble des process intervenant dans l'étude du système, les différents sous systèmes sont classés selon qu'ils nécessitent l'obtention de données spécifiques (process unitaires) ou que des données génériques sont appropriées. Les process unitaires sont alors décrits plus précisément (facteurs influençant les flux entrants et sortants, conditions d'exploitation pertinentes) et les méthodes de calcul des données d'inventaire sont explicitées.
- Collecte des données pour les process unitaires : des données quantitatives concernant les produits entrants (biens manufacturés, services, énergie, matériaux, ressources,...), les émissions dans l'air, l'eau et le sol, les déchets émis et les produits valorisables sont recensées.

- Contrôle des données concernant les process unitaires : en se focalisant sur les procédés et flux clés, il est important de vérifier si l'inventaire comprend bien tous les éléments attendus. Les valeurs obtenues sont elles aussi à inspecter (concordance des ordres de grandeur, conservation des quantités entre l'entrée et la sortie...), éventuellement en comparant les données avec d'autres études (qui suivent une autre méthodologie ou dont l'objet est similaire). Toute divergence doit être questionnée, et soumise à l'avis d'experts. Cette phase de vérification doit être l'occasion de vérifier que la collecte de données a bien été menée.
- Prise en compte des données manquantes : chaque donnée manquante doit être signalée, son importance dans l'étude doit être analysée (en utilisant dans un premier temps une valeur fortement conservatrice, puis en cherchant à évaluer si possible des grandeurs plus pertinentes. Ces choix doivent être pris en compte dans l'interprétation des résultats). Les données manquantes peuvent être négligées, ce choix devant être documenté et pris en compte, quel que soit le degré d'importance de celles-ci. Il devra donner lieu à une analyse de sensibilité, afin de vérifier que les données non prises en compte sont bien négligeables.
- Choix de données génériques : ce choix doit se faire en respectant la cohérence méthodologique d'obtention des différents jeux de données. Il est important de vérifier la représentativité des données, leur complétion et leur précision, ainsi que leur accord avec les buts de l'étude.
- Phase itérative : une première analyse peut permettre de déterminer les procédés qui contribuent le plus aux impacts globaux du système, et une analyse de sensibilité peut mettre en avant des besoins de raffinement des données. La précision des données concernées devra alors si possible être améliorée, les frontières de l'analyse pouvant elles aussi être redéfinies.
- Enfin il est important de préciser tous les choix et hypothèses faits au cours de la collecte de données.

Les données relatives aux divers sous-systèmes utilisés sont en général ensuite compilées pour obtenir les flux entrants et sortants concernant le système entier. La même procédure de calcul doit être utilisée tout au long de l'étude, et les résultats obtenus doivent être parfaitement documentés, afin de faciliter et d'alimenter la phase d'interprétation des résultats. Les résultats et méthodes obtenues doivent être en cohérence avec les frontières et les buts de l'étude (par exemple dans le cas d'une étude géographiquement ou temporellement différenciée, les données doivent être sélectionnées et calculées en conséquence).

Notre analyse des impacts s'appuie ici sur des bases de données préexistantes, pouvant présenter des degrés de détail variés, et sur le calcul d'indicateurs reposant sur l'inventaire issu des bases de données. La qualité des données utilisées ainsi que leur exhaustivité auront une influence notable sur les résultats. Ce chapitre a donc pour but de mieux cerner le niveau de qualité des différentes bases utilisées, et leur adéquation à l'étude des quartiers.

III-1 Bases de données

Un inventaire résulte d'un bilan des flux de matière et d'énergie qui interviennent dans le cycle de vie du système concerné par l'étude, entrants (matières premières utilisées, énergie consommée, espace occupé...) et sortants (déchets produits, émissions de polluants...) [ISO, 2006].

Le système est principalement caractérisé par une unité fonctionnelle, qui dérive de la fonction du système. Elle est la grandeur qui quantifie le service offert par le système, et elle sert de référence pour le calcul des flux. Elle doit être choisie en cohérence avec l'objet et les buts de l'étude, afin de faciliter son utilisation et son appropriation par les acteurs concernés.

Une fois cette unité fonctionnelle définie, on calcule les flux de référence, correspondant aux quantités de produits nécessaires au système pour assurer sa fonction. A partir de ces flux sont calculés les flux entrants et sortants. Sont agrégées entre elles toutes les émissions d'une même substance intervenant dans le processus complet de production du système considéré. Les substances sont en général répertoriées selon le milieu dans lequel elles sont émises (air, eaux, sols).

III-1-1 Bases de données disponibles

Il existe plusieurs bases de données d'inventaire. Elles ont été répertoriées par Norris et Notten [Norris & Notten, 2002], cette liste a été actualisée en 2006 [Curran & Notten, 2006]. Dans ces documents sont listées les différentes bases existantes, leur pertinence géographique et la quantité de données disponibles.

Tableau 25: Base de données d'inventaires disponibles

Name	Contact	Email	Website	Availability	Language	Data focus (if any)	Geographic coverage	Number of datasets
Australian Life Cycle Inventory Data Project	Tim Grant	tim.grant@rmit.edu.au	http://www.cfd.rmit.edu.au/programs/life_cycle_assessment/life_cycle_inventory	Free	English		Australia	>100
BUWAL 250			http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/eng/	Fee or included with SimaPro	German, English, French	Packaging materials	Switzerland	
Canadian Raw Materials Database	Murray Haight	mehaight@fes.uwaterloo.ca	http://crmd.uwaterloo.ca/	Free	English, French	Raw materials	Canada	>10
Dubocalc	Joris Broers	j.w.broers@dww.rws.minvenw.nl	http://www.rws.nl/rws/bwd/home/www/cgi-bin/index.cgi?site=1&doc=1785	Upon request	top level in Dutch/underlying LCA data in English	Construction materials	Netherlands	>100
Dutch Input Output	Mark Goedkoop	goedkoop@pre.nl	www.pre.nl	Licence fee	English	Input-output	Netherlands	>100
ecoinvent	Rolf Frischknecht	frischknecht@ecoinvent.ch	www.ecoinvent.ch	Licence fee	English, Japanese, German, Dutch		Global/ Europe/ Switzerland	>1000
Eco-Quantum								
EDIP	Niels Frees	nf@ipu.dk	www.lca-center.dk	Licence fee	Danish, English, German		Denmark	>100
Franklin US LCI	Mark Goedkoop	goedkoop@pre.nl	www.pre.nl	Available with SimaPro	English		U.S.A	>10
German Network on Life Cycle Inventory Data	Christian Bauer	info@netzwerkelebenszyklusdaten.de	www.lci-network.de	On-going	German, English		Germany	
ITRI Database			http://www.itri.org.tw		Taiwanese, English			
IVAM LCA Data	Harry van Ewijk	hvewijk@ivam.uva.nl	www.ivam.uva.nl	Licence fee	Chinese, English	Construction, food, waste, etc.	Netherlands	>1000
Japan National LCA Project	Nakano Katsuyuki	nakano@jemai.or.jp	http://www.jemai.or.jp/lcaforum/index.cfm (in Japanese) http://www.jemai.or.jp/english/lca/project.cfm	Fee	Japanese		Japan	>600
Korean LCI	Tak Hur	takhur@konkuk.ac.kr	http://www.kncpc.re.kr	On-going				
LCA Food	Per Nielsen	pn@ipl.dtu.dk	www.lcafood.dk	Free	English	Food products	Denmark	
SPINE@CPM	Sandra Hågström	sandra.hagstrom@imi.chalmers.se	www.globalspine.com	Fee	English	-	Global	>100
Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Database (SALCA)	Thomas Nemecek	thomas.nemecek@fal.admin.ch	www.reckenholz.ch/doc/en/forsch/control/bilanz/bilanz.html	Free with contact	German	Agriculture	Switzerland	>100
Thailand LCI Database Project	T. (Rut) Mungcharoen	thumrong@mtec.or.th	www.mtec.or.th		Thai, English			
US LCI Database Project	Michael Deru	michael_deru@nrel.gov	www.nrel.gov/lci	Free with contact	English		US	73

Le panel présenté ici montre une variabilité forte dans la structure de chaque base : la représentativité géographique des données va d'une échelle nationale à une échelle internationale, certaines bases se focalisent sur certains secteurs (agriculture, matériaux de construction, emballages...). De même le format de données et leur quantité varient, et dépendent des méthodologies de mesure, d'inventaire et de modélisation mises en œuvre. Ces aspects vont revêtir dans le cas de notre modèle un aspect fondamental : il va en effet influencer fortement sur la représentativité du modèle, sur les résultats de calcul des indicateurs choisis, ainsi que sur la disponibilité des données nécessaires, et les éventuels adaptations et modifications à apporter aux données.

Une analyse des différentes bases disponibles est donc nécessaire pour s'assurer de la pertinence de notre modélisation.

III-1-2 Bases de données internationales

Deux catégories distinctes de bases de données peuvent être considérées. Ainsi certaines de ces bases de données sont construites et considérées comme représentatives à une échelle internationale. C'est le cas notamment de la base de données Ecoinvent, produite par les institutions regroupées dans le centre Ecoinvent (ou Swiss Centre for Life Cycle), qui regroupe des données concernant plus de 2000 process, pour lesquels plus de 1000 substances sont répertoriées. Ces process sont classés en 8 catégories :

- l'approvisionnement en énergie
- les matériaux et procédés de construction
- les produits chimiques
- les détergents
- les papiers graphiques
- les services de traitement des déchets
- les produits et procédés agricoles
- les transports.

Selon les cas, la représentativité géographique des données peut être localisée (à l'échelle nationale en général), ou générique, considérée alors comme pertinente à l'échelle européenne ou internationale. Le nombre des substances puisées et émises prises en compte représente un des points fort de cette base de données. L'élaboration des inventaires se base sur un processus rigoureux de validation des données et des directives claires concernant la méthodologie de collecte et d'élaboration des données [Frischknecht, 2007].

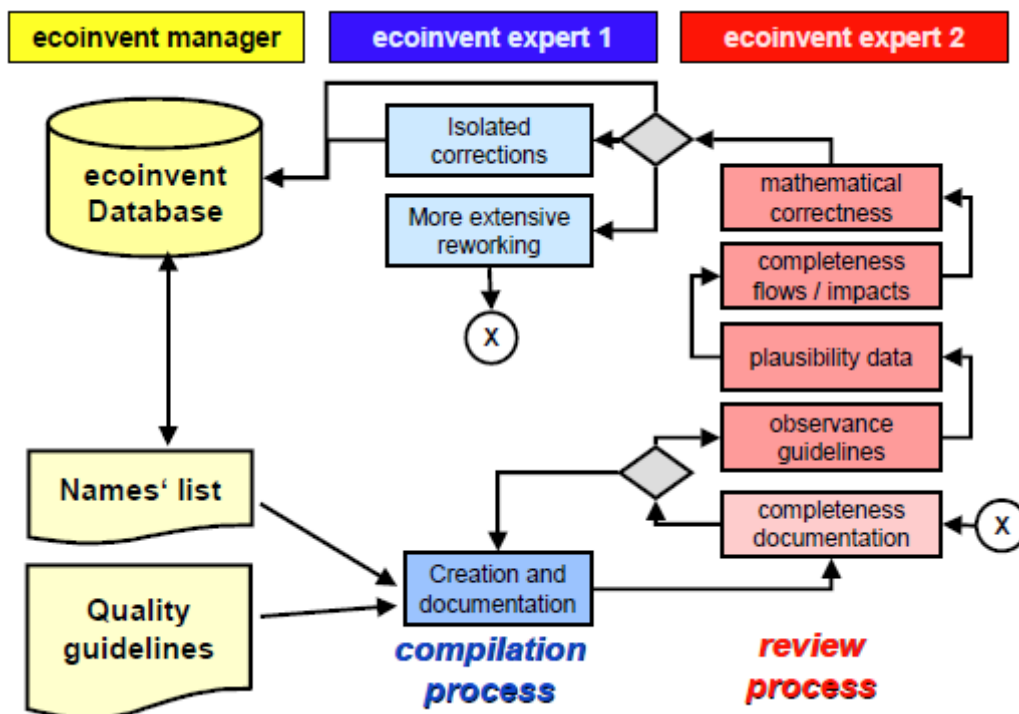


Figure 46 : Aperçu du processus de validation et de contrôle de la qualité des données dans le projet Ecoinvent [Frischknecht, 2007]

Ces inventaires regroupant de nombreux flux de substances pour chaque processus considéré, sont néanmoins non seulement difficilement manipulables tel quels, mais aussi peu significatifs vis-à-vis de l'impact qu'ont ces émissions sur l'environnement. La base de données intègre alors, pour chaque système considéré, des indicateurs d'impact calculés à partir de l'inventaire (liste précisée au chapitre 1). En cohérence avec les diverses méthodologies mises en œuvre pour le calcul de ces indicateurs, les données d'inventaire sont dans Ecoinvent organisées selon diverses catégories, définies dans le tableau ci-après :

Tableau 26 : Catégories d'inventaire dans Ecoinvent

Consommations	resource, in ground
	resource, in water
	resource, in air
	resource, in water
	resource, land
Emissions	air, unspecified
	air, high population density
	air, low population density
	air, lower stratosphere + upper troposphere
	air, low population density, long-term
	soil, agricultural
	soil, industrial
	soil, forestry
	soil, unspecified
	water, river
	water, lake
	water, ocean
	water, ground-
	water, ground-, long-term
	water, unspecified

Ces catégories définissent un inventaire détaillé possédant une structure spécifique et adaptée à différentes méthodologies de calcul d'impact, ainsi qu'à différentes catégories d'impact. Le volume d'information considéré ici, si il permet une description précise du système étudié et des ses impacts, complexifie la production d'informations et rend difficile l'analyse d'un système. C'est pourquoi une liste plus réduite d'indicateurs environnementaux a été considérée dans la présente étude.

On citera ici aussi la base de données issue du projet ILCD (International Life Cycle Database)⁷, prolongation à une plus large échelle du projet ELCD (European Life Cycle Database)⁸. Ce projet a pour but d'élaborer une base de données d'inventaire gratuite, exhaustive, fiable, permettant l'accès à des données pertinentes à des échelles variées. En cours de développement, elle repose sur une typologie d'inventaire détaillé. Le projet ILCD consiste aussi en l'émission de directives et de documentation méthodologique autour de l'ACV, et sur la définition de standards internationaux. Cette base est cependant moins complète que la base Ecoinvent, qui fournit d'autre part des documents explicitant les hypothèses et décrivant les systèmes et processus considérés.

⁷ <http://lct.jrc.ec.europa.eu/publications>

⁸ <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>

Tableau 27 : Structure de la base ELCD, données disponibles

Catégorie	Nombre de fiches disponibles
End-of-life treatment	45
Energy carriers and technologies	173
Materials production	63
Systems	14
Transport services	22

La quantité de données disponible est pour l'instant limitée, et inégale selon la zone géographique à considérer. Ce projet constitue néanmoins une perspective de disposer d'une base de données robuste et complète, adaptable à la plupart des méthodologies et modèles d'ACV existant.

La représentativité des données reste néanmoins une considération importante, qui peut influencer sur la pertinence de la simulation. Il convient donc aussi de s'intéresser à des données plus localisées, produites et considérées comme représentatives des particularités liées à la localisation d'une étude.

III-1-3 Données nationales

Les bases de données nationales constituent la deuxième catégorie. Celles-ci sont développées en considérant les particularités et les spécificités du contexte du pays où est élaboré l'inventaire (paysage énergétique, particularités techniques...), qui peuvent notablement influencer les résultats d'une ACV. Comme on le voit dans le tableau ci-dessus, de nombreuses bases plus ou moins spécialisées ont été élaborées dans les pays occidentaux, et reposent sur des méthodologies parfois spécifiques.

Il existe en France une base de données référence pour les matériaux de construction (et non répertoriée dans le document cité précédemment, car relativement récente). INIES⁹ est aujourd'hui constituée de 615 Fiches de Déclaration Environnementale et Sanitaire (FDES), permettant la prise en compte d'environ 5000 produits de construction. Ces fiches sont émises par les professionnels et producteurs, selon la norme NF P 01-010, et sont validées par le comité technique de la base INIES, qui vérifie la conformité des soumissions à la norme.

Elles sont disponibles sous deux formes : les fiches simplifiées, qui pour un produit, indiquent les valeurs des indicateurs d'impact définis dans la norme, et les fiches détaillées, qui elles fournissent les inventaires des flux entre le produit considéré et l'environnement, servant au calcul de ces indicateurs, ainsi que les spécifications du produit concerné (durée de vie, produits auxiliaires,...).

La norme définit un nombre minimal de flux à prendre en compte dans l'inventaire, ainsi qu'un nombre minimal d'indicateurs à calculer et les informations caractérisant le système étudié indispensables à la complétude de la FDES. Les inventaires ne sont pas ici constitués de façon détaillée, et ne listent pas les substances puisées et émises dans les différents compartiments écologiques une à une, mais regroupées selon des catégories, sur lesquelles sont basés les calculs d'indicateurs. La structure des inventaires est donc simplifiée (cf la norme AFNOR P 01 010).

Tableau 28 : Fiche FDES du revêtement sol PVC homogène, fiche simplifiée (haut) et extrait de la fiche détaillée (bas), tirés de www.inies.fr

⁹ www.inies.fr

		Valeur total cycle de vie/UF par annuité	Valeur total cycle de vie/UF pour toute la DVT
1	Consommation de ressources énergétiques		
	Energie primaire totale (MJ)	1,620E+001	3,240E+002
	Energie renouvelable (MJ)	6,000E-001	1,200E+001
	Energie non renouvelable (MJ)	1,560E+001	3,120E+002
2	Epuisement de ressources (ADP) (kg eq. Antimoine)	3,200E-003	6,400E-002
3	Consommation d'eau totale (L)	6,500E+000	1,300E+002
4	Déchets solides		
	Déchets valorisés (total) (kg)	1,300E-002	2,600E-001
	Déchets éliminés		
	Déchets dangereux (kg)	8,000E-003	1,600E-001
	Déchets non dangereux (kg)	1,740E-001	3,480E+000
	Déchets inertes (kg)	4,000E-002	8,000E-001
	Déchets radioactifs (kg)	1,300E-004	2,600E-003
5	Changement climatique (kg eq. CO2)	3,800E-001	7,600E+000
6	Acidification atmosphérique (kg eq. SO2)	4,400E-003	8,800E-002
7	Pollution de l'air (m ³ d'air)	4,900E+001	9,800E+002
8	Pollution de l'eau (m ³ d'eau)	2,040E-001	4,080E+000
9	Destruction de la couche d'ozone stratosphérique (kg eq. CFC)	0,000E+000	0,000E+000
10	Formation d'ozone photochimique (kg eq. éthylène)	2,200E-004	4,400E-003

Nom du revêtement	PVC HOMOGENE DVT15	
Masse (kg/m2)	2,974	
Epaisseur (mm)	2	

Flux	Unités	Prod.	Transport	Mise en œuvre	Vie en Œuvre	Fin de vie	Total Cycle de Vie DVT	
							pour un an	pour DVT
Emissions dans l'air								
Cycle de vie : pour une annuité								
(a) Hydrocarbures (non spécifiés)	µg	1,4E-01	2,8E-06	4,0E-02	1,6E-02	2,7E-05	2,0E-01	3,0E+00
(a) Hydrocarbures (non spécifiés, non méthaniques)	µg	3,5E-01	4,5E-02	1,4E-02	9,4E-02	-7,7E-04	5,0E-01	7,6E+00
(a) HAP (non spécifiés)	µg	4,0E-05	3,2E-08	8,7E-07	4,0E-06	-2,6E-08	4,5E-05	6,8E-04
(a) Méthane (CH4)	µg	9,3E-01	1,9E-02	3,7E-02	1,6E-01	-4,4E-03	1,1E+00	1,7E+01
(a) COV (Composés Organiques Volatiles)	µg	4,2E-02	2,4E-03	2,0E-03	1,1E-01	-7,9E-05	1,6E-01	2,4E+00
(a) Dioxyde de Carbone (CO2)	µg	3,6E+02	1,4E+01	1,0E+01	7,2E+01	3,6E-01	4,5E+02	6,8E+03
(a) Monoxyde de Carbone (CO)	µg	8,2E-01	3,5E-02	7,4E-03	7,6E-02	-2,6E-03	9,4E-01	1,4E+01
(a) Oxydes d'Azote (NOx en tant que NO2)	µg	1,4E+00	1,6E-01	3,2E-02	2,0E-01	5,9E-03	1,8E+00	2,8E+01
(a) Protoxyde d'Azote (N2O)	µg	1,0E-02	1,7E-03	6,4E-05	2,3E-03	1,6E-04	1,5E-02	2,2E-01
(a) Ammoniaque (NH3)	µg	1,2E-03	9,5E-08	6,5E-06	1,8E-04	1,7E-04	1,6E-03	2,4E-02
(a) Poussières (non spécifiées)	µg	1,0E+00	9,3E-03	5,3E-03	4,9E-02	1,1E-02	1,1E+00	1,7E+01
(a) Oxydes de Soufre (SOx en tant que SO2)	µg	1,8E+00	5,9E-03	5,3E-02	3,1E-01	-5,3E-03	2,1E+00	3,2E+01
(a) Hydrogène Sulfureux (H2S)	µg	5,9E-04	1,3E-06	6,9E-05	6,1E-04	-3,5E-06	1,3E-03	1,9E-02
(a) Acide Cyanhydrique (HCN)	µg	3,7E-05		6,0E-07	9,8E-07		3,9E-05	5,8E-04
(a) Composés chlorés organiques (en Cl)	µg	2,8E-02		4,0E-11	1,5E-10		2,8E-02	4,2E-01
(a) Acide Chlorhydrique (HCl)	µg	2,2E-02	9,9E-06	1,4E-03	1,7E-02	5,0E-05	4,0E-02	6,1E-01
(a) Composés chlorés inorganiques (en Cl)	µg	2,9E-03		1,7E-06	1,5E-05		2,9E-03	4,3E-02
(a) Composés chlorés non spécifiés (en Cl)	µg			0,0E+00	0,0E+00			
(a) Composés fluorés organiques (en F)	µg			2,8E-10	3,2E-09	-2,0E-07	-2,0E-07	-3,0E-06
(a) Composés fluorés inorganiques (en F)	µg	7,2E-04	7,7E-07	5,0E-05	6,5E-04	1,2E-05	1,4E-03	2,1E-02
(a) Composés halogénés (non spécifiés)	µg	1,4E-04	8,6E-07	7,9E-06	8,4E-05	-5,2E-07	2,3E-04	3,4E-03
(a) Composés fluorés non spécifiés (en F)	µg			0,0E+00	0,0E+00			
(a) Métaux (non spécifiés)	µg	5,8E-03	2,0E-06	5,2E-04	6,4E-03	-3,0E-05	1,3E-02	1,9E-01
(a) Antimoine et ses composés (en Sb)	µg	3,2E-07		5,5E-08	6,8E-07		1,0E-06	1,6E-05
(a) Arsenic et ses composés (en As)	µg	1,1E-05	6,3E-08	7,8E-07	7,6E-06	-8,4E-08	1,9E-05	2,9E-04
(a) Cadmium et ses composés (en Cd)	µg	2,0E-05	3,5E-07	6,2E-07	2,5E-06	7,4E-07	2,4E-05	3,6E-04
(a) Chrome et ses composés (en Cr)	µg	1,3E-05	7,9E-08	9,5E-07	9,3E-06	-9,7E-08	2,3E-05	3,5E-04
(a) Cobalt et ses composés (en Co)	µg	1,9E-05	1,5E-07	6,7E-07	3,2E-06	-1,2E-07	2,3E-05	3,5E-04
(a) Cuivre et ses composés (en Cu)	µg	3,1E-05	2,3E-07	1,3E-06	8,4E-06	-2,0E-07	4,1E-05	6,1E-04
(a) Etain et ses composés (en Sn)	µg	1,0E-07		1,8E-08	2,2E-07		3,4E-07	5,1E-06
(a) Manganèse et ses composés (en Mn)	µg	4,8E-06	1,9E-08	7,9E-07	9,6E-06	-4,5E-08	1,5E-05	2,3E-04
(a) Mercure et ses composés (en Hg)	µg	4,1E-05		9,6E-07	1,9E-06	8,5E-07	4,5E-05	6,7E-04
(a) Nickel et ses composés (en Ni)	µg	3,8E-04	3,1E-06	1,2E-05	4,9E-05	-2,2E-06	4,4E-04	6,6E-03
(a) Plomb et ses composés (en Pb)	µg	9,2E-05	1,1E-06	4,1E-06	3,2E-05	-3,2E-07	1,3E-04	1,9E-03
(a) Sélénium et ses composés (en Se)	µg	1,0E-05	6,4E-08	7,6E-07	7,6E-06	-8,2E-08	1,8E-05	2,8E-04
(a) Tellure et ses composés (en Te)	µg			0,0E+00	0,0E+00			
(a) Zinc et ses composés (en Zn)	µg	7,5E-04	5,2E-04	2,5E-06	2,5E-05	4,6E-08	1,3E-03	2,0E-02
(a) Vanadium et ses composés (en V)	µg	1,5E-03	1,2E-05	4,7E-05	1,8E-04	-9,0E-06	1,7E-03	2,6E-02
(a) Silicium et ses composés (en Si)	µg	2,5E-03	9,0E-07	4,2E-04	5,3E-03	-3,2E-05	8,1E-03	1,2E-01

La base de données française répertorie des produits de construction pouvant être des produits manufacturés élaborés, constitués de plusieurs matériaux. Leur unité fonctionnelle et/ou leur composition sont parfois complexes, et rendra nécessaire, si l'on veut utiliser cette base de données dans notre modèle, une modification et une refonte de certaines FDES, afin de le rendre cohérent avec la structure de notre simulation du bâtiment. Par exemple un outil d'aide à la conception doit permettre de faire varier l'épaisseur des isolants ou des parois inertes. Des données d'impact par kilogramme sont alors plus pertinentes que des données par m² sur un nombre restreint d'épaisseurs. On notera de plus que la base INIES ne contient pas de fiches relatives aux procédés (production d'énergie, transport, traitement en fin de vie...), nécessaires dans notre cas. Ainsi une éventuelle utilisation de la base INIES dans notre modèle nécessite une modification de sa structure et l'utilisation de données complémentaires. Une analyse de l'influence des structures d'inventaire sur les résultats obtenus par le calcul des indicateurs est alors ici rendue indispensable.

Ainsi plusieurs solutions peuvent être considérées pour la base de données d'inventaire à utiliser dans notre modèle. Si les bases de données internationales et détaillées permettent une description plus précise et exhaustive des émissions et des impacts environnementaux liés à un système, elles contiennent des données plus génériques et moins représentatives des particularités liées à la localisation de la modélisation. Cette exhaustivité des inventaires peut néanmoins représenter un frein à la production d'information. La base de données INIES, elle, fournit des informations nationalement localisées sur les matériaux de construction, et favorise son enrichissement par une structure d'inventaire simplifiée. Ces considérations pourront avoir un impact sur les résultats de l'analyse d'impact d'une ACV. Nous choisirons donc ici de considérer les deux bases de données, en s'assurant de la cohérence méthodologique selon le cas. Une analyse de la sensibilité de certains indicateurs à la structure d'inventaire choisie sera ainsi menée.

III-2 Paramètres systémiques

Dans le modèle de quartier certaines informations ne sont pas issues d'une base de données, et constituent des caractéristiques du système. Ainsi parmi les éléments constituant un quartier, certains, pour être modélisés, doivent voir certaines de leurs caractéristiques précisées. Ces données peuvent être obtenues à partir de sources différentes, qu'il s'agisse de littérature spécialisée, de données statistiques ou de valeurs par défaut. Ce type de caractéristiques intervient ici sur plusieurs aspects de la modélisation d'un quartier. Les éléments considérés sont précisés ci-après, ainsi que les valeurs retenues. Celles-ci restent pour certaines modifiables par l'utilisateur.

III-2-1 Paramètres liés à la simulation thermique d'un bâtiment

La simulation thermique dynamique du bâtiment ne fait pas à proprement parler appel à des paramètres systémiques. L'utilisateur du modèle peut en effet renseigner lui-même la plupart des caractéristiques du bâtiment dont le comportement doit être simulé : géométrie, orientation, environnement proche (masques, état de surface aux alentours), matériaux utilisés, caractéristiques physiques de ceux-ci, menuiseries, consigne de température, scénarios d'occupation, ponts thermiques...

Certains de ces aspects font néanmoins intervenir des bibliothèques de données mises à disposition de l'utilisateur. Ainsi une liste de matériaux est mise à disposition, avec pour chacun d'eux les caractéristiques suivantes :

- leur conductivité thermique
- leur masse volumique
- leur chaleur spécifique massique
- leur effusivité
- leur diffusivité

De la même façon des éléments manufacturés sont listés, ainsi que des compositions prédéfinies de matériaux ou d'éléments.

Un catalogue de menuiseries est aussi disponible, pour lesquels sont précisées le pourcentage de vitrages, le facteur solaire, et les divers coefficients U (en $W/m^2.K$) à considérer (cadre, vitrage, moyen). Une liste de chaudières est aussi mise à la disposition de l'utilisateur, avec comme caractéristiques la puissance nominale, le rendement à pleine charge, celui à 30 % et les pertes à vide. Plusieurs états de surface, des écrans végétaux, des valeurs de coefficients d'albédo selon les conditions considérées et des valeurs de ponts thermiques sont aussi fournies.

Enfin, l'environnement dans lequel le bâtiment est situé doit être bien déterminé pour mener la simulation. Le choix de la station météo à considérer dans la bibliothèque fournie (qui comprend les fichiers de la réglementation thermique 2005 pour Agen, Carpentras, La Rochelle, Macon, Nancy, Rennes et Trappes, des fichiers au format TRY pour Agen, Ajaccio, Carpentras, Macon, Nice et Trappes et Athènes, et un fichier correspondant à l'année de canicule de 2003 pour Montreuil), permet de définir les caractéristiques du site :

- Altitude
- Latitude, Longitude
- Température du sol à 10 m
- Heure sur le site par rapport au GMT

- Les données climatiques horaires nécessaires à la simulation (température, ensoleillement, humidité...)

Ces paramètres doivent être dans tous les cas renseignés par l'utilisateur du modèle, et sont modifiables selon les données concernant la localisation du bâtiment à simuler.

III-2-2 Paramètres systémiques d'ACV à l'échelle du bâtiment

L'ACV du bâtiment nécessite la définition de certains paramètres caractéristiques déterminant certains aspects du calcul de l'inventaire et des impacts. Certains de ces paramètres sont directement importés des caractéristiques définies au cours de la simulation thermique, d'autres doivent être précisés.

Ainsi, concernant les matériaux et composants inclus dans le bâtiment, on définit :

- La quantité de matériaux consommés en surplus lors du chantier
- La distance moyenne de transport des matériaux du site de production au chantier
- La distance du site à la décharge pour le transport des matériaux en fin de vie
- La durée de vie des fenêtres et des revêtements, qui aura une influence sur la phase de rénovation du bâtiment

Le transport de ces matériaux se fait dans notre modèle par l'utilisation d'un camion d'une capacité de 28 t, avec retour à vide. Ainsi la quantité moyenne considérée est de 14 tonnes de matériaux (toutefois potentiellement limitée par le volume maximum de charge). Ce type de transport est aussi considéré pour le transport des déchets.

En ce qui concerne les consommations d'énergie, les impacts vont dépendre des caractéristiques des infrastructures assurant la fourniture des besoins déterminés par la simulation thermique. Il est ainsi nécessaire de définir :

- Le type d'énergie utilisé pour le chauffage et l'ECS
- En fonction de ce choix, les éventuelles caractéristiques choisies : mix de production d'électricité considéré pour ces usages, longueur d'un éventuel réseau de chaleur urbain, rendement de ce réseau, mode de production de la chaleur (définition du mix de production de chaleur mobilisé, défini par les proportions des différentes filières : incinération de déchet, combustion de fioul, de gaz, de charbon, de bois, géothermie ou consommation électrique)
- Une éventuelle consommation additionnelle d'électricité et de gaz, par jour et par personne
- Un mix de production d'électricité de base, répondant aux usages autres
- Les caractéristiques d'éventuels équipements (COP, rendement)

La simulation des aspects dynamiques de la production/consommation d'électricité va ici modifier les paramètres pris en compte par défaut pour les consommations d'électricité.

Les impacts de la consommation d'eau sont eux caractérisés par le rendement du réseau d'eau (considéré par défaut de 80 %), l'éventuelle utilisation de toilettes sèches, et une consommation par personne et par jour en eau froide et en ECS à renseigner.

En ce qui concerne les déchets d'activité (par exemple les déchets ménagers), le modèle nécessite la définition :

- De la part recyclée (verre, papier...)

- D'une quantité de déchets en gramme par personne et par jour
- Des distances entre le site du bâtiment et la décharge, l'incinérateur et le centre de recyclage

Il est possible de définir la part des déchets incinérés, ainsi que l'existence d'une éventuelle valorisation énergétique, en précisant le type d'énergie substituée et le rendement de la valorisation pris par défaut à 85 %. Les déchets ménagers sont ici considérés comme composés de 30 % de papier, 25 % de déchets organiques, 12 % de verre, 10 % de plastiques, 10 % de particules fines, 6 % de métaux, 2 % de textiles et 5 % de déchets autres, qui peuvent être soit recyclés, soit incinérés, soit mis en décharge. Ces proportions permettent de déterminer le pouvoir calorifique moyen de ces déchets, une valeur de 5.22 MJ/kg étant considérée ici.

Enfin la prise en compte du transport des occupants passe par la définition du type de site considéré (urbain, banlieue, rural, site isolé), de distances domicile-travail, domicile-commerce et domicile-transports en commun moyennes ainsi que la part des occupants effectuant journalièrement le trajet.

III-2-3 Paramètres systémiques d'ACV à l'échelle du quartier

Enfin la modélisation du quartier nécessite elle aussi la définition de caractéristiques spécifiques à cette échelle.

Les réseaux d'eau constituent l'un des aspects spécifiques au quartier. En première approche, il a été choisi de permettre la prise en compte d'un nombre limité de matériaux, considérés comme représentatifs [Popovici, 2006] :

- dans le cas du réseau d'eau potable, le modèle permet de choisir entre des tuyaux en fonte ductile (d'une durée de vie de 100 ans) ou des tuyaux constitués de polyéthylène de densité moyenne (d'une durée de vie de 75 ans)
- Le réseau d'eaux usées est lui considéré comme constitué de tuyaux en ciment, d'un diamètre interne de 250 mm et d'une épaisseur de 15 mm, avec une durée de vie de 65 ans (5 % du réseau étant supposé remplacé au bout de 40 ans)
- En ce qui concerne le réseau de chaleur, le modèle intègre un système à deux tubes en acier (diamètre de 33.7 mm, épaisseur de 2.3 mm), entourés de mousse isolante (35 mm d'épaisseur) et d'un coffrage en polyéthylène (diamètre externe 110 mm, épaisseur 3.2 mm). La durée de vie considérée est ici de 75 ans, avec un remplacement de 5 % du réseau au bout de 40 ans.

On renseigne de plus pour chacun de ces réseaux la longueur et le rendement (pris par défaut à 80 % pour le réseau d'eau potable et à 95 % pour le réseau d'eaux usées).

L'autre aspect spécifique au quartier concerne les espaces extérieurs. Cinq types sont ici prédéfinis, avec des compositions pour les voiries (couches de roulement), et un taux d'imperméabilité par défaut correspondant :

- Route, imperméabilité 95 %
- Rue, imperméabilité 90 %
- Allée ou place de parking, imperméabilité 85 %
- Pavement perméable, imperméabilité 60 %
- Espaces verts ou jardins, imperméabilité 40 %

La composition de chaque catégorie est modifiable, et il est possible de définir de nouveaux types. A chaque espace extérieur considéré sont associés des opérations d'entretien (tonte, déneigement) dont la fréquence doit être précisée, des consommations en eau et en électricité (définies respectivement en kWh/m²/an et en L/m²/an, l'électricité correspondant à un usage d'éclairage dont le type peut être précisé), et une production de déchets (en kg/m²/an), dont une partie peut être supposée localement compostée. Ces données sont à mettre en lien avec le mix de production électrique considéré et à une donnée en précipitation, en L/m²*an, complétée par à une proportion d'eau de pluie s'écoulant directement dans les plans d'eau et ne passant pas par le réseau d'eaux usées.

Ces différentes approches pour la collecte des données permettent donc le calcul d'un inventaire à l'échelle du quartier, et la détermination des valeurs d'indicateurs d'impact considérés. La sensibilité des résultats à certaines données peut malgré tout être importante, selon les méthodologies de calcul utilisées et le détail des données. Cette sensibilité doit être prise en compte lors des choix de méthodologie et du choix des valeurs et grandeurs retenues pour la description du système. Les paragraphes suivants présentent alors quelques éléments à ce sujet.

III-3 Problématique de réduction d'inventaires

L'ACV est un outil permettant une prise en compte la plus large possible des impacts environnementaux. Néanmoins le grand nombre de données mises en jeu et les impératifs de qualité qui y sont associés peuvent rendre la méthode et la production de connaissances fastidieuse. Cet inconvénient limite l'accès à la production de données environnementales et à l'analyse de l'impact environnemental des produits et matériaux de construction. Plusieurs démarches de simplification du système à étudier, ainsi que de l'inventaire à établir pour l'analyse de cycle de vie, sont menées.

III-3-1 Simplification d'inventaires, méthodologie et analyse

Ainsi la base de données française INIES a, comme on l'a vu précédemment, adopté une structure simplifiée d'inventaire. En plus de faciliter les démarches à mener pour évaluer des indicateurs environnementaux de divers produits de construction, elle permet l'accès à des informations plus spécifiquement localisées en France, et présente donc un intérêt certain pour mener une ACV. Ainsi un travail permettant l'intégration de la base de données INIES au sein de notre modèle est mené. Cette démarche nécessite dans un premier temps de reconstituer une structure de base de données cohérente avec celle considérée dans notre travail, basée sur Ecoinvent. En effet les FDES concernent des produits de construction, qui peuvent être des produits manufacturés élaborés. Ainsi certaines fiches peuvent concerner un mur complet, comprenant l'isolant, le support structurel du mur, l'enduit... Cette forme de fiche permet peu de flexibilité lors de la définition des compositions de paroi telle qu'elle est implémentée au sein du modèle de simulation thermique dynamique. La dissociation des différents composants d'un produit caractérisé par une FDES, et l'allocation des impacts et substances inventoriées aux différents sous-composants représente donc un des aspects clés de l'usage de la base INIES au sein du modèle d'ACV. Il existe de plus certaines incohérences entre les unités fonctionnelles utilisées dans les FDES et Ecoinvent, qu'il conviendra de corriger. Enfin la base de données INIES ne contient aucun des procédés qui peuvent intervenir au cours du cycle de vie du bâtiment et du quartier. Une démarche de reconstruction de l'équivalent d'une fiche FDES pour ces derniers à partir des données d'ores et déjà disponibles dans Ecoinvent sera mise en œuvre.

Les différents points cités ci-dessus nécessitent une analyse en amont, permettant de valider la démarche, en regard de la simplification des inventaires. Cette simplification induit-elle une erreur sur la comparaison des variantes en conception ?

Cette dernière modifie en effet la logique de calcul des indicateurs d'impact, notamment en bouleversant l'usage et l'organisation des facteurs de caractérisation, qui dans le cas d'un inventaire détaillé concernent une substance en particulier, et qui ici permettent de quantifier l'effet d'un groupe de substances sur l'environnement. La simplification d'inventaire telle que menée dans la base INIES peut être schématisée ainsi :

Tableau 29 : Schématisation de la méthodologie de réduction d'inventaire implémentée dans INIES

Modèle détaillé		Modèle simplifié	
Flux de substance	Facteur de caractérisation	Catégorie de substance	Facteur de caractérisation
S_1	F_1	G_1	\tilde{F}_1
S_2	F_2		
S_3	F_3		
·	·	·	·
·	·	·	·
·	·	G_p	\tilde{F}_p
S_n	F_n		

Les conséquences d'une telle simplification du modèle doivent être analysées et maîtrisées. Ainsi le mode d'agrégation des substances dans une catégorie doit permettre de minimiser la différence qui apparaît dans le calcul de l'indicateur selon que l'on considère le modèle détaillé ou le modèle simplifié. On peut exprimer cette condition en introduisant une valeur seuil qui ne doit pas être dépassée :

$$\sum_{\substack{i=1 \\ S_i \in G_j}}^m S_i * F_i - G_j * \tilde{F}_j < \varepsilon$$

Sachant qu'on a l'égalité $G_j = \sum_{S_i \in G_j}^m S_i$, on peut expliciter la formule pour préciser les conditions portant sur les facteurs de caractérisation permettant de respecter l'inégalité précédente :

$$\sum_{\substack{i=1 \\ S_i \in G_j}}^m \frac{S_i}{\sum_{S_i \in G_j}^m S_i} * F_i - \tilde{F}_j < \tilde{\varepsilon}$$

Avec

$$\tilde{\varepsilon} = \frac{\varepsilon}{G_j}$$

On voit donc que si l'on souhaite déterminer un critère à respecter en ce qui concerne les facteurs de caractérisation, il est nécessaire de tenir compte de l'importance relative de la substance i dans la catégorie concernée, ainsi que du flux total lié à cette catégorie. La grande variabilité des valeurs de flux pour les différents produits considérés rend difficile la systématisation d'un critère valable quel que soit le cas de figure. L'analyse de l'influence de la réduction d'inventaire concerne donc ici plus particulièrement la méthodologie d'agrégation des substances au sein de catégories, et la cohérence de cette démarche avec les méthodes de calculs des différents indicateurs utilisés dans la phase d'analyse d'impact d'une ACV.

A titre d'illustration, nous comparons ici des résultats obtenus avec des inventaires simplifiés et détaillés dans le cas d'une étude impliquant deux types de revêtements pour le sol, en utilisant les données issues de la base Ecoinvent et celles fournies par la base de données INIES. Afin de mieux cerner le risque d'erreur lié à la réduction du modèle, le principe de cette étude a été de comparer

un indicateur de toxicité (DALY, Disability Adjusted Life loss Years, cf la définition ci-dessous), sensible à un grand nombre de substances, pour des produits dont les inventaires peuvent comporter des substances de toxicité très différentes.

Pour analyser les conséquences de la catégorisation des différents flux mis en œuvre dans les FDES, des calculs ont été menés à partir des données Ecoinvent disponibles, qui présentent les substances dont les émissions sont mesurées de façon détaillée et unitaire, là où la méthodologie décrite dans la norme AFNOR P 01010 établit des catégories de substances dans l'établissement de l'inventaire base du calcul des indicateurs.

Nous avons donc ici cherché, dans un premier temps, à évaluer les indicateurs DALY à partir d'un nouvel inventaire, construit à partir de données Ecoinvent agrégées suivant la méthodologie des FDES.

L'indicateur DALY est un des constituants de la méthode Eco-Indicator 99, et cherche à évaluer l'impact sur la santé humaine des produits ou procédés étudiés. C'est un indicateur orienté dommages, basé sur une modélisation du comportement des substances émises dans l'environnement. Son calcul, à partir de l'inventaire établi pour le système étudié, se base sur quatre étapes principales :

- Une analyse du devenir des substances émises, cherchant à décrire et modéliser les transferts entre les différents compartiments écologiques et les phénomènes de transport, la dégradation des substances, afin de calculer la concentration résultante dans chacun des compartiments écologiques
- Une analyse de l'exposition, basée sur les concentrations calculées, qui estime à quel point les hommes, les animaux, la végétation... peuvent être contaminés, en déterminant la dose reçue par l'homme soit directement, soit indirectement par transfert (via l'eau potable ou la nourriture par exemple)
- Une analyse des effets, en lien avec la dose déterminée pour une certaine substance, permet de connaître les types et les fréquences de pathologies (ou autres effets) qui seront développés
- Une analyse des dommages, qui permettra l'expression dans l'unité considérée des résultats de l'analyse des effets.

On calcul ici l'impact des substances cancérigènes sur la santé en utilisant EUSES (European Uniform System for the Evaluation of Substances) [EUSES, 1996]. L'analyse de l'évolution des substances cancérigènes considérées au cours du temps est prise en compte, et permet de calculer la concentration présumée de substance dans l'air, l'eau douce et les aliments, liée à une émission instantanée de substance.

Ces données sur la quantité de substance présente dans l'environnement sont mises en lien avec la relation dose-réponse, tirée d'une analyse d'effet. Cette analyse est basée sur la notion de risque : la probabilité qu'un individu moyen développe un cancer après avoir été exposé pendant 70 ans à une concentration en substance considérée de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ce paramètre permet de calculer le taux de cancer pour 1 kg de substance émise.

La densité de population détermine le nombre de personnes qui seront exposées. Ainsi selon la durée de présence de la substance dans les différents compartiments écologiques considérés, qui eux même déterminent l'évolution de la répartition et de la concentration de la substance (ainsi l'air représente le compartiment le plus important en ce qui concerne la dispersion de substances sur une grande échelle). On prendra en compte les hypothèses suivantes :

- La densité de population est égale à la densité en Europe de l'ouest (160 hab/km²) si le temps de résidence de la substance est égal à un jour, avec une dispersion localisée à l'Europe
- Elle est prise égale à la densité mondiale si on considère un temps de résidence de 1 an
- Elle est maximale (300 hab/km²) pour des temps de résidence plus longs.

L'autre grande catégorie de substances prises en compte est celle de celles ayant des effets respiratoires, qu'elles soient organiques ou inorganiques. Leur prise en compte repose là aussi principalement sur l'analyse de l'évolution de la substance, de sa concentration, de son transport... Les données les plus pertinentes pour l'Europe sont utilisées, en considérant une relation linéaire entre les émissions et les concentrations. Ainsi les grandeurs spécifiques concernant les COV sont calculés par Hofsteter [Hofsteter, 1998] en utilisant le POCP (Photochemical Ozone Creation Potential) et les facteurs d'évolution donnés par Jenkin [Jenkin & al, 1997]. Concernant l'ozone, des mécanismes de formation non-linéaires et des relations marginales sont utilisées. Une approche épidémiologique permet ensuite d'estimer une relation dose-réponse, en prenant en compte la concentration en substance, la densité de population, le nombre de personnes hospitalisées avec des problèmes respiratoires et le risque relatif.

Ainsi, concernant la santé humaine, en sachant qu'un certain niveau d'exposition entraîne par exemple un risque d'augmentation d'un certain type de cancer quantifié, il est possible d'obtenir des données sur l'âge moyen des personnes susceptibles de développer ce cancer, le risque moyen de décès, et ainsi calculer les valeurs des YLD (Years of Life Disabled, handicap) et YLL (Years of Life Lost, influence sur le décès), selon la méthodologie développée par la banque mondiale [Murray & Lopez, 1996] :

$$YLD = D * \left\{ \frac{KCe^a}{(r + \beta)^2} \left[e^{-(r+\beta)(L+a)} [-(r + \beta)(L + a) - 1] - e^{-(r+\beta)a} [-(r + \beta)a - 1] \right] + \frac{1 - K}{r} (1 - e^{-rL}) \right\}$$

D : poids de la pathologie

K : facteur de modulation de la pondération en âge, =1

C : constante d'ajustement, =0.1658

E=2.1718

r : taux de décompte, 0.03

a : âge d'apparition de la pathologie

β : paramètre de pondération de l'âge, 0.04

L : durée de la pathologie

$$YLL = \frac{KCe^a}{(r + \beta)^2} \left[e^{-(r+\beta)(L+a)} [-(r + \beta)(L + a) - 1] - e^{-(r+\beta)a} [-(r + \beta)a - 1] \right] + \frac{1 - K}{r} (1 - e^{-rL})$$

a : âge au décès

L : espérance de vie standard à l'âge a (actuellement à la naissance 82.5 ans pour les femmes et 80 pour les hommes)

On obtient alors le DALY :

$$DALY = YLD + YLL$$

On peut donc voir que le calcul de l'indicateur DALY représente un des enjeux clés de la simplification de l'inventaire, puisqu'il met en jeu un nombre important de substances (250 sont pour l'instant prises en compte dans le modèle EUSES), et puisqu'il repose sur des modèles élaborés, qui peuvent être sensibles à la qualité des données en entrée. Il convient donc d'analyser l'influence des inventaires simplifiés sur les valeurs obtenues pour cet indicateur.

Ainsi dans le cas de l'air, les substances ont été regroupées sur la base de la norme et des classifications telles qu'elles sont menées dans la méthode CML. Les listes de substances sont présentée en annexe. A partir de ces différentes catégorisations, un DALY moyen a été affecté à chaque catégorie, calculé à partir des coefficients existants pour les substances prises en compte dans celles-ci. On notera que dans le cas où il n'existe pas de facteur de caractérisation pour une substance, une valeur nulle est utilisée dans le calcul de la moyenne. En effet l'absence de facteur de caractérisation signifie que la substance n'a pas été identifiée comme contributeur de l'impact.

Les valeurs obtenues sont les suivantes :

Tableau 30 : Facteurs de caractérisation pour le calcul du DALY obtenus pour chaque catégorie de substances des FDES

Substances émises dans l'air	Facteur de caractérisation pour le calcul du DALY
(a) Hydrocarbures (non spécifiés, excepté méthane)	8,63808E-06
(a) HAP (non spécifiés)	2,07708E-03
(a) Méthane (CH ₄)	4,41287E-06
(a) Composés organiques volatils (ex : acétone, acétate, etc,	5,64535E-05
(a) Dioxyde de Carbone (CO ₂)	1,39999E-07
(a) Monoxyde de Carbone (CO)	1,60999E-07
(a) Protoxyde d'Azote (N ₂ O)	6,89997E-05
(a) Oxydes d'Azote (Nox en NO ₂)	8,87002E-05
(a) Ammoniaque (NH ₃)	8,50003E-05
(a) Poussières (non spécifiées)	3,61596E-04
(a) Oxydes de Soufre (SO _x en SO ₂)	5,46007E-05
(a) Hydrogène Sulfureux (H ₂ S)	0,00000E+00
(a) Acide Cyanhydrique (HCN)	0,00000E+00
(a) Acide Chlorhydrique (HCl)	0,00000E+00
(a) Composés chlorés non spécifiés (en Cl)	3,35557E-08
(a) Composés fluorés non spécifiés (en F)	0,00000E+00
(a) Composés halogénés (non spécifiés)	5,42809E+00

(a) Métaux (non spécifiés)	0,00000E+00
(a) Antimoine et ses composés (en Sb)	0,00000E+00
(a) Arsenic et ses composés (en As)	2,46000E-02
(a) Cadmium et ses composés (en Cd)	1,35000E-01
(a) Chrome et ses composés (en Cr)	2,92003E-03
(a)g Cobalt et ses composés (en Co)	0,00000E+00
(a) Cuivre et ses composés (en Cu)	0,00000E+00
(a) Etain et ses composés (en Sn)	0,00000E+00
(a) Manganèse et ses composés (en Mn)	0,00000E+00
(a) Mercure et ses composés (en Hg)	0,00000E+00
(a) Nickel et ses composés (en Ni)	4,29006E-05
(a) Plomb et ses composés (en Pb)	0,00000E+00
(a) Sélénium et ses composés (en Se)	0,00000E+00
(a) Zinc et ses composés (en Zn)	0,00000E+00
(a) Vanadium et ses composés (en V)	0,00000E+00
(a) Silicium et ses composés (en Si)	0,00000E+00

Le calcul du DALY a donc été mené à partir de ces données (aucune correspondance n'ayant pu être déterminée dans le cas de la pollution de l'eau et du sol, les catégories de flux retenues ne les permettant pas), afin de comparer les résultats obtenus avec ceux résultant de calculs à partir des données Ecoinvent détaillées et des données contenues dans les FDES. Le premier cas considéré est celui d'une dalle de PVC homogène, disponible dans la base INIES, et reconstituée pour la base de donnée Ecoinvent à partir des fiches concernant le PVC.

Ainsi, en considérant le poids de la plaque PVC de 2,974 kg, on obtient pour les valeurs DALY calculées à partir de l'inventaire Ecoinvent complet :

Tableau 31 : Valeurs du DALY pour les différentes phases du cycle de vie du produit calculées à partir des fiches Ecoinvent détaillées, pour une plaque PVC de 2,974 kg

DALY production plaque	3,52E-06
DALY incinération plaque	3,27E-06
DALY décharge plaque	1,06E-06

Les valeurs obtenues pour un inventaire simplifié selon l'approche FDES tel que décrit précédemment sont celles-ci :

Tableau 32 : Valeurs du DALY pour les différentes phases du cycle de vie du produit calculées à partir des fiches Ecoinvent simplifiées, pour une plaque PVC de 2,974 kg

DALY production plaque	4,65E-03
DALY incinération plaque	4,57E-06
DALY décharge plaque	9,41E-08

On observe donc ici une distorsion dans les résultats consécutive à l'utilisation de valeurs moyennes pour les facteurs de caractérisation du DALY. Ainsi on notera que la valeur du facteur de caractérisation pour la dioxine est comparativement aux autres facteurs de caractérisation très élevée, le calcul de la moyenne donne une valeur élevée qui surévalue la toxicité de la plupart des substances classifiées avec la dioxine dans la catégorie « composés halogénés non spécifiés ».

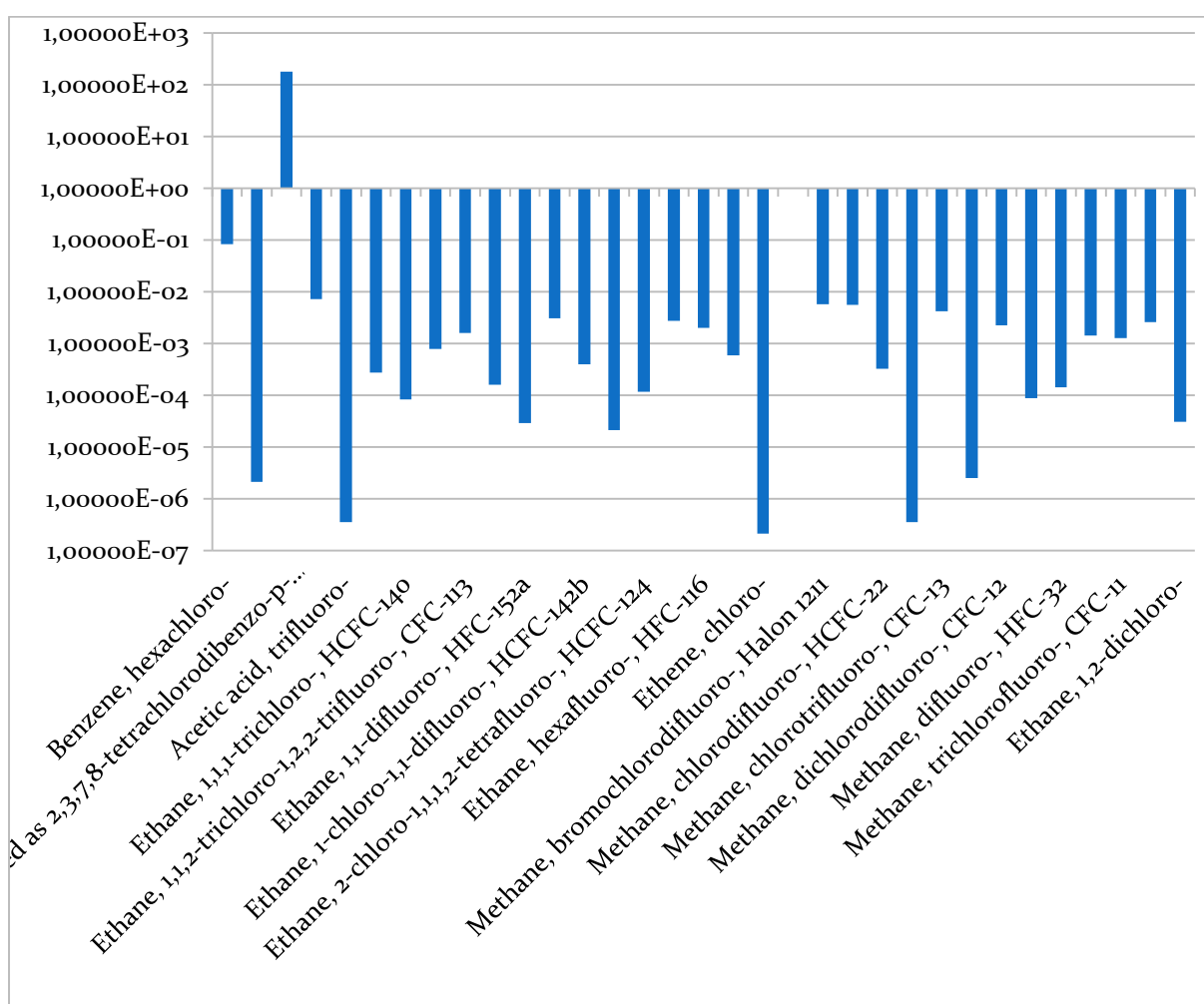


Figure 47 : Valeurs des facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur DALY, concernant les substances faisant partie de la catégorie "composés halogénés non spécifiés"

La valeur moyenne obtenue à partir de ces grandeurs pour le facteur de caractérisation dans ce cas est :

$$DALY_{comp_halo_non_spec} = 5.43$$

Afin de pallier à cette distorsion une prise en compte spécifique est donc rendue nécessaire. Ainsi cette substance n'est ici dans un deuxième temps plus intégrée à une quelconque catégorie, et est considérée seule. Lui est affecté le coefficient de caractérisation associé aux dioxines dans la méthode de calcul du DALY, la valeur moyenne affectée à la catégorie « composés halogénés non spécifiés » est alors recalculée :

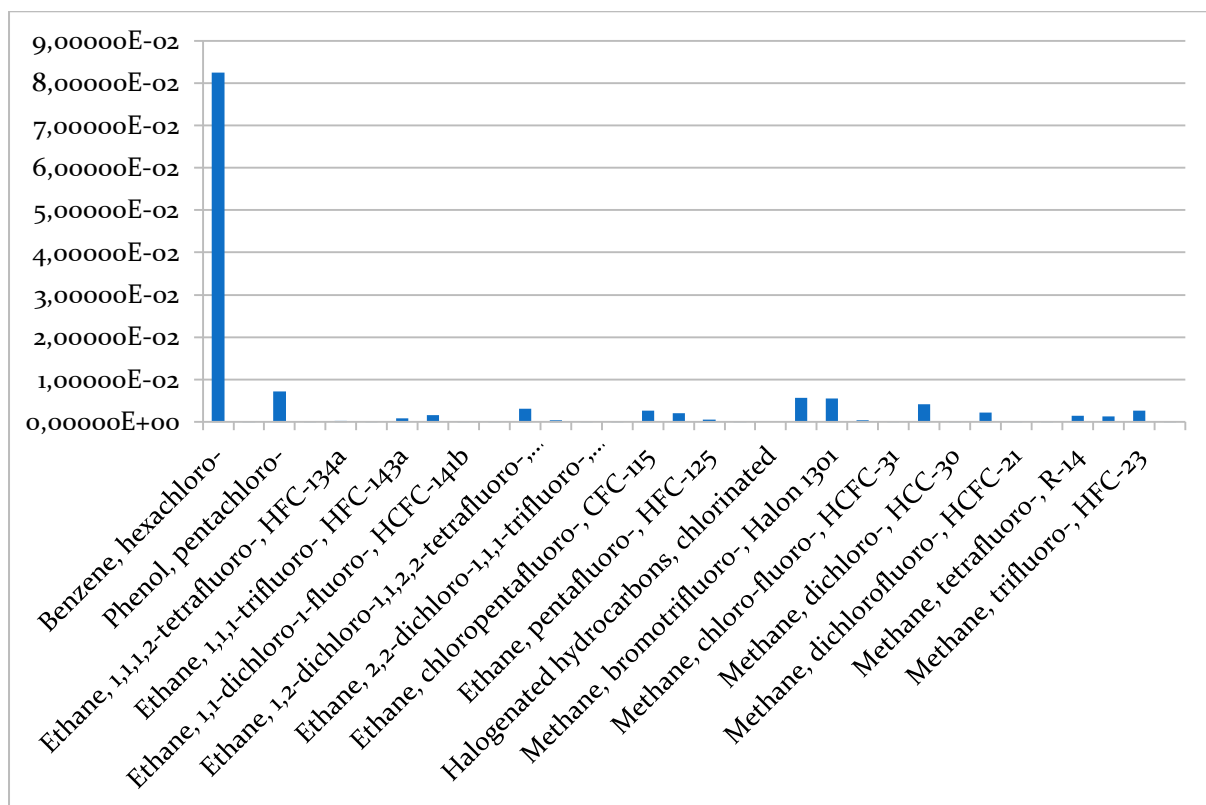


Figure 48 : Valeurs des facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur DALY, concernant les substances faisant partie de la catégorie "composés halogénés non spécifiés", dioxines exclues

On obtient alors pour le facteur de caractérisation :

$$DALY_{comp_halo_non_spec} = 3.9 * 10^{-3}$$

Un nouveau calcul est mené pour les valeurs de DALY :

Tableau 33 : Valeurs du DALY pour les différentes phases du cycle de vie du produit calculées à partir des fiches Ecoinvent simplifiées, pour une plaque PVC de 2,974 kg, dioxine traitée à part

DALY production plaque	6,61E-06
DALY incinération plaque	2,26E-06
DALY décharge plaque	6.95E-08

Les résultats obtenus ici sont plus proches des valeurs obtenues dans le cas des données Ecoinvent détaillées, les ordres de grandeur étant sensiblement les mêmes (une forte disparité existe dans le cas de la mise en décharge. Celle-ci s'explique par l'absence de prise en compte des émissions dans l'eau et dans le sol pour le calcul avec fiche Ecoinvent simplifiée, aucune correspondance n'ayant pu être déterminée, émissions qui ont une importance non-négligeable pour le cas de la mise

en décharge). L'utilisation de valeurs moyennes semble néanmoins sensiblement modifier les résultats. Il serait intéressant de recourir à un calcul de moyenne pondéré par les flux respectifs pour chaque substance impliquée dans l'inventaire. Les différents résultats obtenus sont regroupés dans le graphique suivant, où en ordonnée sont représentés, en échelle logarithmique, les valeurs de l'indicateur DALY dans les différents cas.

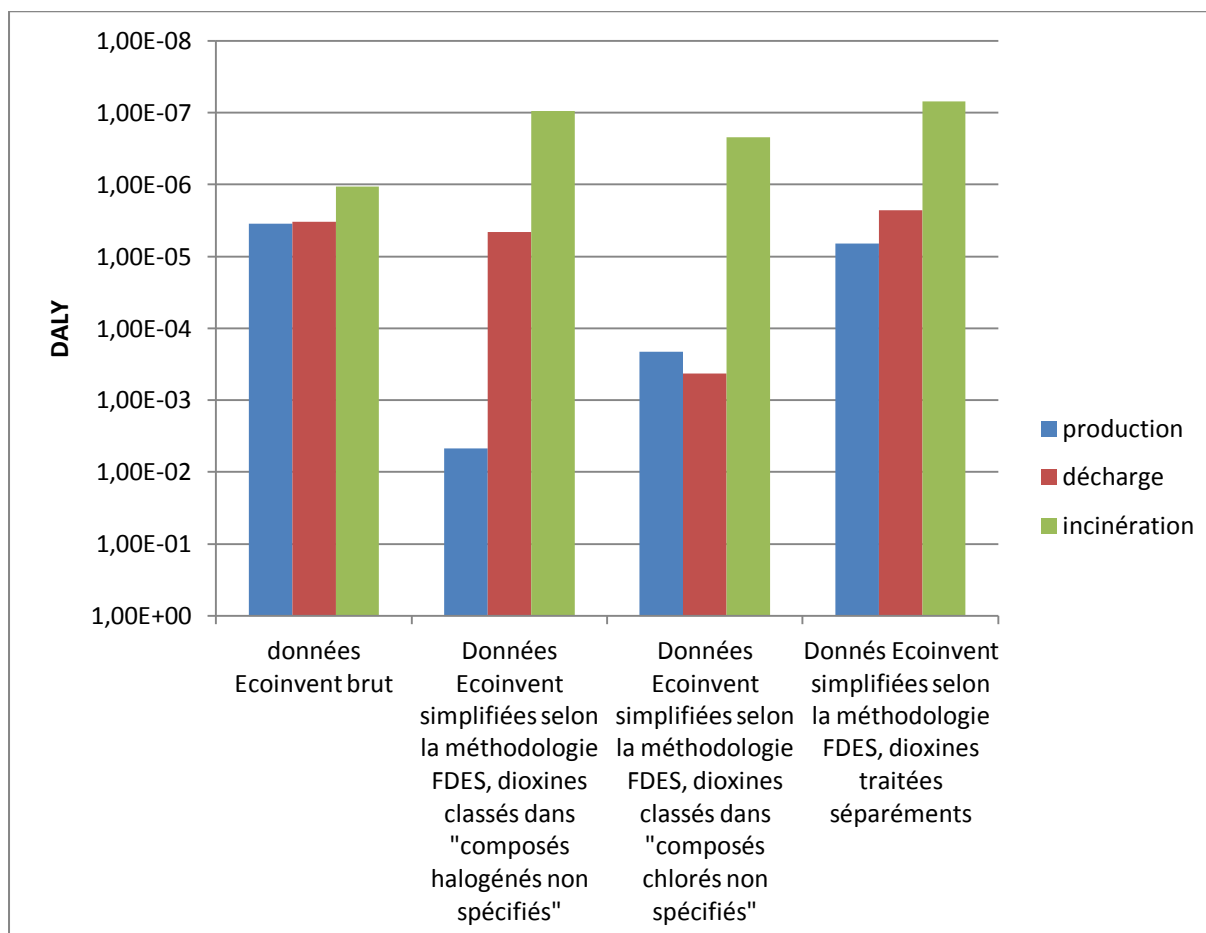


Figure 49 : Valeurs de l'indicateur DALY pour la plaque PVC homogène

On a donc pu mettre ici en avant l'une des limites de la simplification d'inventaire telle qu'elle est effectuée dans les FDES. En effet cette catégorisation des substances ne permet pas ici d'utiliser la méthode de calcul de l'indicateur DALY de façon pertinente et cohérente, puisque certaines substances, qui présentent un caractère toxicologique particulièrement élevé, ici les dioxines, peuvent être classées dans une catégorie ne tenant pas compte de cette particularité. Ce mode de classement conduira donc nécessairement soit à une sous-évaluation du caractère toxique de ces substances, soit à la surévaluation de l'impact sur la santé de la catégorie considérée, ce en fonction de la méthode choisie pour calculer le facteur de caractérisation de la catégorie. Dans l'optique d'intégrer des aspects santé à une évaluation des impacts d'un système, il pourrait donc être judicieux de mieux intégrer les aspects sanitaires lors de la simplification des inventaires, en établissant les catégories en tenant compte des caractéristiques toxicologiques des substances.

Dans un deuxième temps c'est le calcul de l'indicateur de pollution de l'air implémenté dans les FDES, basé sur la méthode des volumes critiques, qui est étudié. En effet pour permettre

l'intégration de procédés dans l'ACV du bâtiment, il est nécessaire, pour utiliser une base de donnée type INIES complète, de produire des FDES pour ceux-ci. Il est donc important de vérifier la cohérence des résultats obtenus quand sont calculés les indicateurs FDES à partir de données Ecoinvent.

Le calcul du nombre de m3 d'air polluée a donc ici été effectué pour la base de données Ecoinvent simplifiée selon la méthodologie FDES :

Tableau 34 : Valeurs du nombre de m3 d'air pollué pour les différentes phases du cycle de vie du produit calculées à partir des fiches Ecoinvent simplifiées, pour une plaque PVC de 2,974 kg, ramené à une année

m3 production plaque	20,5
m3 incinération plaque	7,97
m3 décharge plaque	0,67

Ces valeurs sont alors ici aussi recalculées en considérant à part les dioxines, en cohérence avec les résultats obtenus précédemment, en considérant un seuil d'émission de dioxines de 0,1 ng/m3, grandeur tirée des réglementations relatives à la loi sur l'air, qui permet de déterminer la grandeur correspondante pour la méthode des volumes critiques. On obtient alors :

Tableau 35 : Valeurs du nombre de m3 d'air pollué pour les différentes phases du cycle de vie du produit calculées à partir des fiches Ecoinvent simplifiées, pour une plaque PVC de 2,974 kg, ramené à une année, dioxine traitée à part

m3 production plaque	48,0
m3 incinération plaque	9,13
m3 décharge plaque	0,67

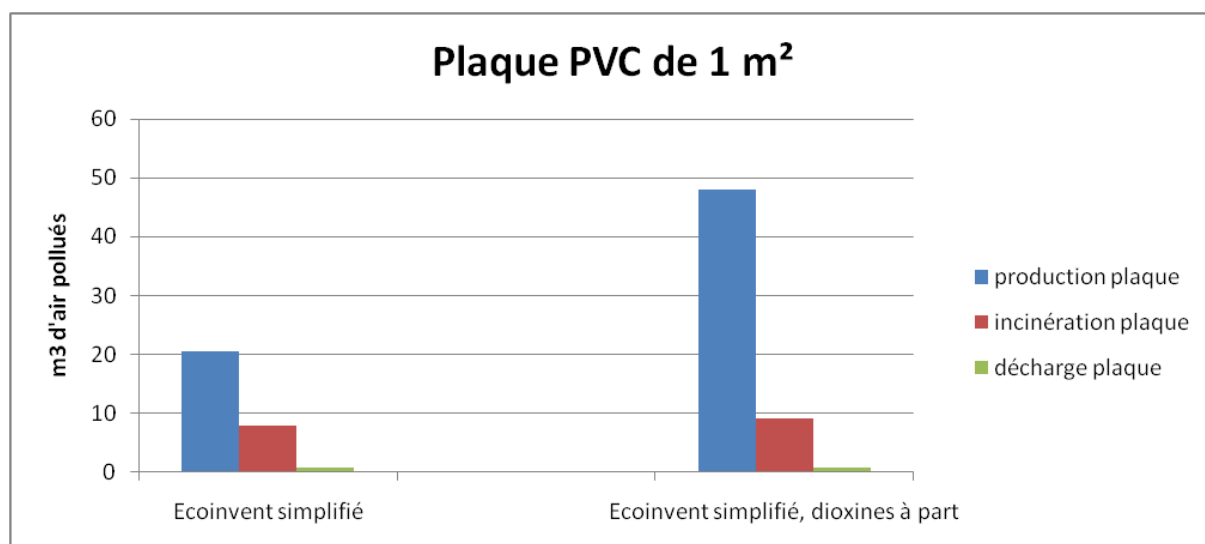


Figure 50 : Valeurs du nombre de m3 d'air pollué dans le cas de la dalle PVC, selon le mode de prise en compte des dioxines

On voit donc ici qu'un traitement différencié de la dioxine dans les inventaires tels qu'ils sont élaborés dans la méthodologie des FDES conduit à une valeur d'indicateur plus élevée que lorsque la dioxine est incorporée dans la catégorie « composés halogénés non spécifiés ». Il semblerait donc qu'intégrer ces substances dans une sous catégorie (ici les composés halogénés non spécifiés. Intégrer les dioxines dans une autre catégorie pertinente, les composés chlorés, donnerait des écarts

encore plus importants, la toxicité de ces derniers étant considérée comme moindre) rend compte de façon imparfaite de la pollution résultant de leur émission dans l'air.

Afin d'affiner l'analyse, le même calcul sur l'indicateur FDES de pollution de l'air a été mené sur le cas d'une dalle bois, reconstituée à partir de la fiche Ecoinvent de la planche bois dur.

Tableau 36 : Valeurs du nombre de m3 d'air pollué pour les différentes phases du cycle de vie du produit calculées à partir des fiches Ecoinvent simplifiées, pour une plaque bois dur de 14 kg, ramené à une année

m3 production plaque	4,31
m3 incinération plaque	0,66
m3 décharge plaque	0,15

Dans le cas de la prise en compte particulière de la dioxine pour le calcul de l'indicateur :

Tableau 37 : Valeurs du nombre de m3 d'air pollué pour les différentes phases du cycle de vie du produit calculées à partir des fiches Ecoinvent simplifiées, pour une plaque bois dur de 14 kg, ramené à une année, dioxine traitée à part

m3 production plaque	4,32
m3 incinération plaque	1,71
m3 décharge plaque	0,15

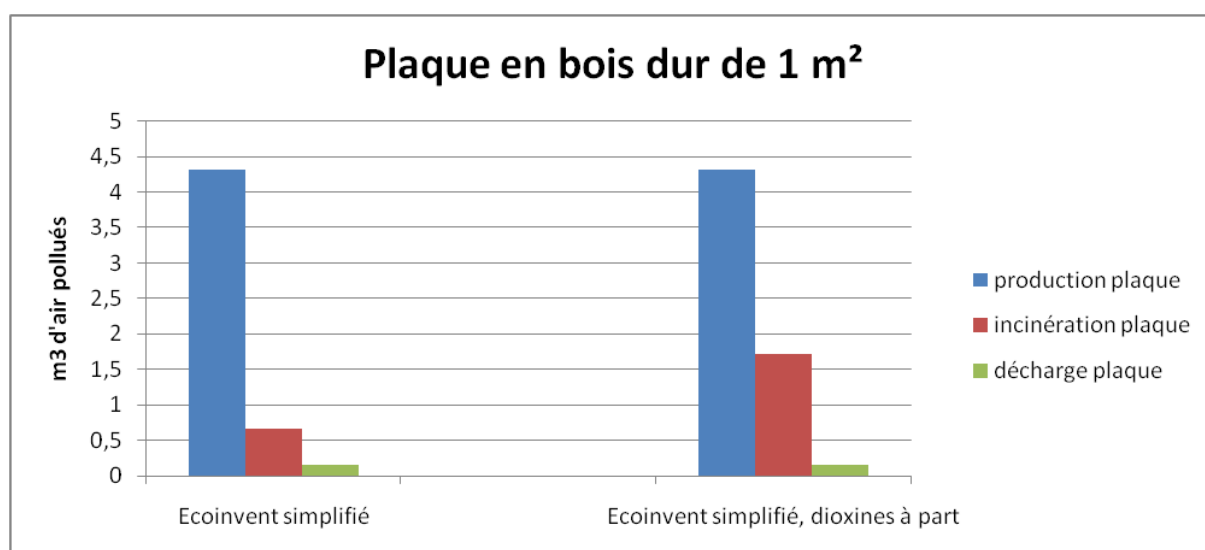


Figure 51 : Valeurs du nombre de m3 d'air pollué dans le cas de la dalle PVC, selon le mode de prise en compte des dioxines

Le résultat obtenu ici correspond à ce qu'on pouvait attendre compte tenu des caractéristiques du bois, et met en relief l'importance de la dioxine dans le cas du PVC, lorsqu'il est question d'évaluer les impacts de ce produit en termes de toxicité.

Voyons maintenant les résultats obtenus lorsque l'on cherche à comparer les deux alternatives pour le revêtement de sol étudié ici, selon le type d'inventaire utilisé. Ainsi sont ici comparées les valeurs obtenues pour l'indicateur FDES calculées à partir d'un inventaire Ecoinvent simplifié, puis en traitant les dioxines à part (deux alternatives ont été considérées avec les données Ecoinvent, l'une

correspondant à la transformation de l'inventaire concernant la poutre lamellée collée afin de le faire correspondre aux caractéristiques d'une plaque, l'autre étant le calcul de l'inventaire de la plaque bois à partir de la fiche « bois dur », et enfin à partir des fiches FDES, en ne considérant que les phases de production et de fin de vie (dans le cas de la plaque en bois, faute d'une fiche de ce type de produit disponible, le calcul a été mené à partir de la fiche FDES de la poutre lamellée collée adaptée pour correspondre aux caractéristiques de la plaque). On notera que les FDES concernent le cycle de vie global du système étudié, et ne permettent pas de considérer différentes variantes de fin de vie, et se basent sur des hypothèses concernant cette phase.

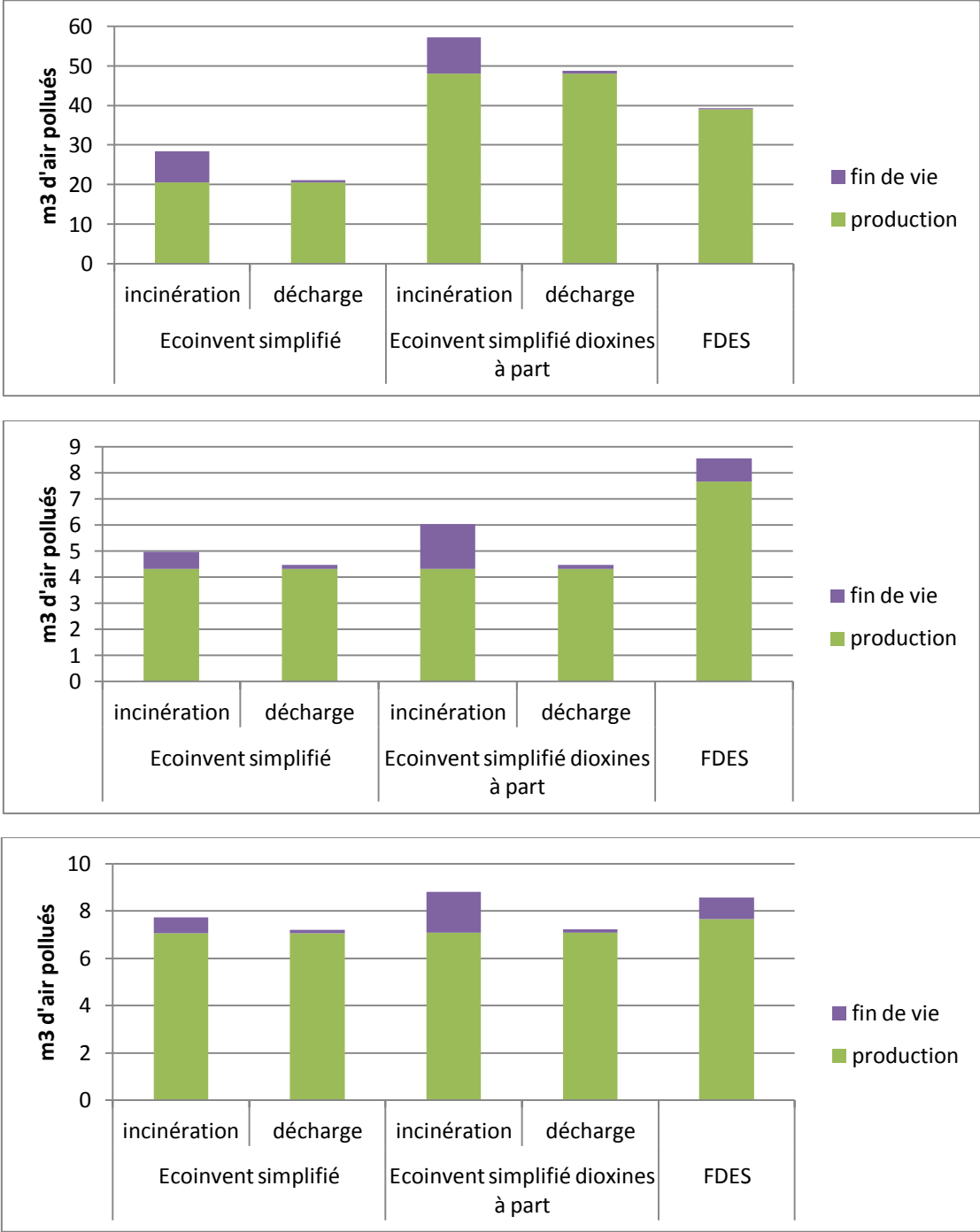


Figure 52 : Indicateur FDES de pollution de l'air, calculé à partir de différents inventaires, pour la plaque PVC homogène (en haut), la plaque en bois dur (milieu), et la plaque en lamellé collé (en bas)

Ce graphique montre que quel que soit le cas de figure, la comparaison reste cohérente, la plaque PVC demeurant plus impactante que son équivalent en bois. On remarquera néanmoins que si pour la plaque bois dur les valeurs obtenues à partir de données Ecoinvent restent dans tous les cas inférieures à celle calculée dans les FDES, la prise en compte spécifique des dioxines dans le calcul donne une valeur plus élevée que la grandeur FDES dans le cas du bois dur et dans le cas du lamellé collé lorsque la plaque est incinérée en fin de vie. Ceci semble mettre en évidence la sous évaluation de l'impact des dioxines telle que prises en compte dans la méthodologie FDES, dont les émissions sont particulièrement importantes dans le cas du PVC et pour les procédés d'incinération.

Nous nous proposons donc ici de recalculer l'indicateur de pollution de l'air en effectuant un traitement spécifique des dioxines, basé sur le seuil d'émissions défini dans la loi sur l'air, soit 0.1 ng/m3.

Le flux correspondant à cette substance n'étant pas spécifiquement disponible dans la base de données INIES, la valeur de l'indicateur a été calculé en considérant les flux de dioxines listés dans Ecoinvent, de la façon suivante :

$$m_{dioxines}^3 = I_{dioxine} * (F_{spec} - F_{AFNOR})$$

$I_{dioxine}$ étant le flux de dioxine inventorié dans la base de données Ecoinvent

F_{spec} étant le facteur de caractérisation pour la méthode des volumes critiques déterminé à partir de la norme de la loi sur l'air

F_{AFNOR} étant le facteur utilisé par défaut à partir de la norme AFNOR, soit celui des composés halogénés non spécifiés.

Le résultat fourni par cette nouvelle méthode est ensuite comparé aux valeurs obtenues à partir des autres méthodes :

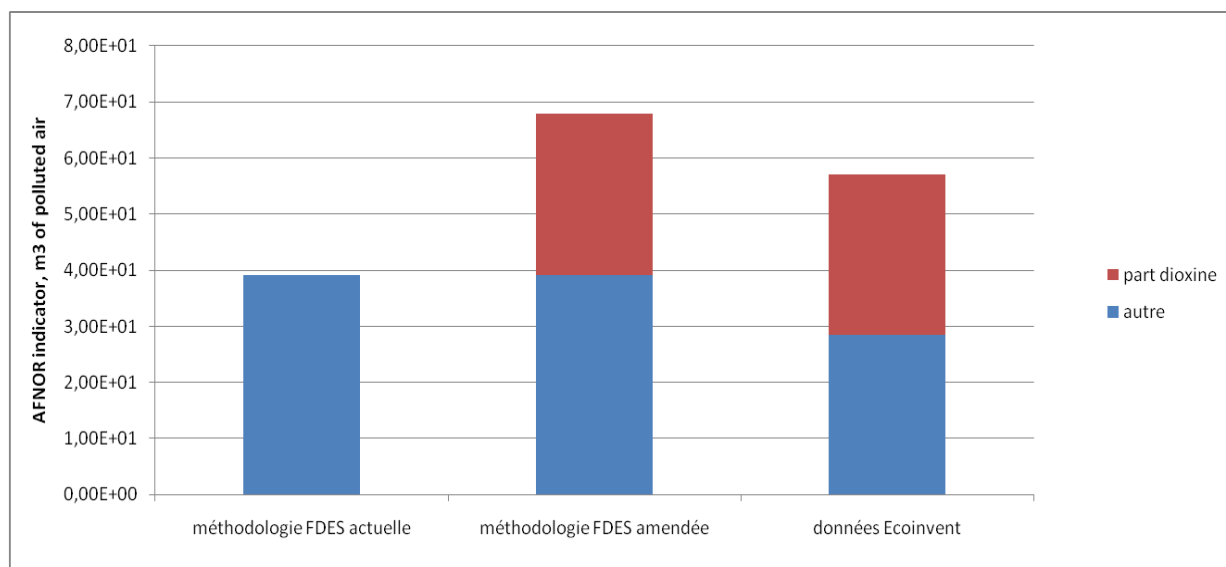


Figure 53 : Calcul de l'indicateur AFNOR m3 d'air polluée pour les phases de production et d'incinération de la dalle PVC

On obtient donc ainsi une valeur d'indicateur permettant l'expression du caractère particulièrement toxiques des dioxines. Cette méthodologie se focalise ici sur la prise en compte spécifique d'une unique substance parmi celles qui sont émises dans l'air. De même elle ne concerne

qu'un seul et unique système à l'étude, et un type d'indicateur. Ce résultat illustre néanmoins la difficulté de la réduction des inventaires d'ACV, et du caractère potentiellement limitant vis-à-vis du calcul des différents indicateurs d'impacts développés.

Conclusions, perspectives

Le travail mené ici a donc permis d'obtenir des premiers éléments concernant les conséquences de l'application d'une méthodologie de réduction et de simplification d'inventaire sur les résultats d'une ACV. Ainsi, si cette réduction dans notre cas ne modifie pas fondamentalement les tendances des résultats obtenus, elle peut néanmoins avoir de fortes implications sur les valeurs des indicateurs calculés. Le principe de regroupement de substances en catégories met en œuvre une méthodologie précise basée sur des similarités entre substances (dans le cas des FDES les familles chimiques), et le choix opéré peut avoir une influence notable si l'on considère un critère autre pour la prise en compte de la substance considérée. On voit ainsi ici que dans notre cas l'intégration des dioxines dans une sous-catégorie modifie substantiellement le calcul d'un indicateur élaboré sur la santé humaine. Cette intégration implique une distorsion des valeurs de facteur de caractérisation considérée pour la catégorie : elle implique une sous-évaluation des caractéristiques d'une substance particulièrement polluante et la surévaluation du facteur global de la catégorie, selon le mode de calcul du facteur de caractérisation retenu.

La définition d'une méthodologie de réduction d'inventaire reste ainsi une question complexe, notamment à la vue de la diversité d'indicateurs ayant été développés pour l'ACV. Elle doit permettre l'évaluation de la diversité des impacts environnementaux considérés, et doit pour cela tenir compte des divers aspects caractéristiques d'une substance. Nous montrons ici qu'il existe des substances qui semblent devoir être prises en compte de façon spécifique de par leur caractère fortement impactant sur certains des domaines considérés, et ne peuvent que difficilement être intégrées à une catégorie plus large sans modifier les valeurs des indicateurs correspondants. Nous proposons de plus une première approche permettant la prise en compte de ce type de substance.

Le champ de notre étude a été limité ici à deux types de produits de construction et deux indicateurs d'impact, en cohérence avec les connaissances portant sur ce type de pollution (ainsi ont été retenues les phases du cycle de vie de produits connus pour leur représentativité en terme de production de dioxines, et les indicateurs d'impact qui présentent le plus de sensibilité à l'émission de ce polluant). Une étude plus exhaustive de la base de données INIES permettrait de mieux analyser l'impact de la réduction d'inventaire sur la structure globale des résultats obtenus, sur les tendances comparatives et la cohérence de la base de données avec les méthodologies et outils d'ACV existant (voir [Lasvaux, 2010]). Il sera aussi intéressant d'élargir l'analyse à une plus vaste gamme de substances considérées comme remarquables en ce qui concerne l'environnement, et qui ne sont pas considérées comme telles dans un inventaire simplifié. Cette démarche pourra s'appuyer sur une revue des méthodologies de calcul d'indicateurs, qui pourrait permettre de déterminer pour chacune le type de la caractéristique prépondérante considérée dans le calcul (chimique, toxicologique...) et de définir un mode de classification pertinent pour chaque type d'impact, voire pour l'ensemble des indicateurs usuellement rencontrés.

L'ensemble des données présentées ici forment la base de calcul et d'évaluation des impacts environnementaux menées ensuite pour un quartier sur l'ensemble de son cycle de vie. L'ACV des quartiers ne respecte aujourd'hui pas toutes les recommandations émises par le groupe de travail ILCD, présentées en introduction, qui représentent un des objectifs à atteindre par le développement du modèle. Le travail effectué illustre l'importance de l'intérêt qui doit être porté à la pertinence des données retenues, et ce tout au long des différentes phases et étapes de la modélisation du système étudié.

